

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**UPŘESNĚNÍ SEKVESTRACE UHLÍKU V PŮDĚ
V SEVERNÍ ČÁSTI ČESKÉHO KRASU**

Soil carbon sequestration in northern part of Czech karst

Diplomová práce

Petra Polická

Vedoucí práce: RNDr. Luděk Šefrna, CSc.

Konzultant: Doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.

Hradec Králové, 2014

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Hradci Králové dne 20.8.2014

.....

Poděkování

Na tomto místě bych chtěla poděkovat za odborné vedení, cenné rady a trpělivost při vedení této práce svému školiteli RNDr. Ludku Šefrnovi, CSc. a konzultantovi Doc. RNDr. Pavlu Cudlínovi, CSc. Za pomoc a rady při laboratorním zpracování děkuji Ing. Josefu Kratinovi a Ing. Miroslavu Férovi. Děkuji Ing. Pavlu Novákovi, CSc. za konzultaci problematiky objemových hmotností a poskytnutí zatím nepublikovaných průměrných hodnot pro celou Českou republiku. Zvláštní poděkování patří všem, kteří mi pomáhali při odběru vzorků v terénu – Mgr. Lukáši Vlčkovi, Mgr. Martinu Hložkovi, Ing. Štěpánu Ledvinovi, Mgr. Ondřeji Flieglovi a Marku Fučíkovi. Dále bych chtěla poděkovat Výzkumnému ústavu meliorací a ochrany půd, v.v.i. za poskytnutí dat o půdním pokryvu a katedře pedologie a ochrany půd FAPPZ ČZU v Praze za umožnění laboratorního zpracování vzorků.

Zadání diplomové práce:**Název práce:**

Upřesnění sekvestrace uhlíku v půdě v severní části Českého krasu

Cíle práce:

Shromáždění všech dostupných podkladů a půdních analýz využitelných pro výpočet zásoby půdního uhlíku v České republice, zhodnocení prostorové a časové proměnlivosti zásob uhlíku pro zemědělský půdní fond v rámci zájmového území a porovnání zjištěných poznatků s již provedenými průzkumy na našem území i v zahraničí.

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje:

Zájmové území je vymezeno listem základní mapy ČR 1 : 10 000 12-41-08 v okolí obce Loděnice u Berouna. Metodický postup bude založen na laboratorní analýze půdních vzorků – stanovení oxidovatelného uhlíku a objemové hmotnosti, výpočtu zásoby půdního uhlíku na hektar zemědělského půdního fondu pro celé zájmové území i pro jednotlivé zastoupené půdní typy, porovnání s Komplexním průzkumem půd, výstupy projektu CzechCarbo, případně s dalšími dostupnými projekty.

Datum zadání: 29.1.2013

Jméno studenta: Petra Polická

Podpis studenta:

Jméno vedoucího práce: RNDr. Luděk Šefrna, CSc.

Podpis vedoucího práce:

ABSTRAKT

Stále více pozornosti je ve spojení s klimatickou změnou věnováno obsahu uhlíku v půdě. Půdy představují z dlouhodobého hlediska nejdůležitější a největší terestrický rezervoár organického uhlíku, jehož rovnováhu člověk narušuje přeměnou ploch s přirozenou vegetací ve svůj prospěch – skrze zemědělství, lesní hospodářství a urbanizaci. Stále existující nejistota skutečných zásob půdního uhlíku vyvolává v posledních letech nárůst regionálních a národních monitorovacích programů, převážně na území Evropy. Práce stručně shrnuje problematiku výpočtu zásoby uhlíku v půdách na příkladu mapového listu ZM10 Beroun 12-41-08. Hodnotí dostupné podklady a možnosti jejich využití. Soustředí se na vhodnost využití Komplexního průzkumu půd, změnu půdních vlastností v čase a možnosti získání hodnot chybějících objemových hmotností se zaměřením na pedotransferové funkce.

Klíčová slova: půdní organický uhlík, zásoba půdního uhlíku, pedotransferové funkce, Beroun

ABSTRACT

Due to climate change there is a growing concern for soil organic carbon reservoirs. The soil is the largest terrestrial pool of organic carbon and its balance is being increasingly disturbed by conversion of natural to managed ecosystem (for agriculture, forestry and urbanization). There are still large uncertainties with estimating real amount of organic carbon sequestered in soils. Therefore a number of regional and national soil inventories and monitoring networks are currently established or tested to verify soil carbon changes. Thesis is focused on estimation of soil organic carbon pools in the area of Czech basic map Beroun 12-41-08. It evaluates available soil data and restrictions of their use. It focuses especially on the suitability of a comprehensive survey of soil undertaken between 1961 and 1970, how soil characteristics change over time and the possibility of obtaining the missing values of soil density by focussing on the function of pedotransfer in the process.

Keywords: soil organic carbon, soil carbon reserves, pedotransfer functions, Beroun

Obsah

Přehled použitých zkratk	8
1 Úvod	9
1.1 Cíle	9
2 Literární přehled	11
2.1 Cyklus uhlíku a vývoj zásob uhlíku na Zemi	11
2.2 Význam půd a vegetace v globálním cyklu uhlíku	13
2.3 Půdní organická hmota („Soil organic matter“ – SOM)	14
2.3.1 Procesy dekompozice v půdách	14
2.3.2 Nehumusové a humusové látky	15
2.3.3 Organický a anorganický uhlík	16
2.3.4 Kvantifikace půdní organické hmoty	17
2.4 Sekvestrace půdního uhlíku	18
2.4.1 Metody sekvestrace uhlíku	19
2.4.2 Vliv land-use a kultivace půdy na obsah uhlíku v půdě	20
2.4.3 Potenciál sekvestrace uhlíku do půd	22
2.5 Globální změna klimatu a půdní uhlík	22
2.5.1 Mezinárodní ochrana klimatu	23
2.5.2 Evropské programy ECCP a LULUCF	23
2.5.3 Vybrané evropské programy zabývající se půdním uhlíkem	24
2.5.4 České programy inventury uhlíku v krajině	24
2.6 Monitoring zásoby uhlíku v půdách	25
2.6.1 Zásoba uhlíku v zemědělských půdách ČR	26
3 Metodika	28
3.1 Komplexní průzkum půd	28
3.2 Charakteristika zájmového území	30
3.2.1 Fyzickogeografická charakteristika	30
3.2.2 Půdní pokryv	32
3.2.3 Land-use a jeho změna	34
3.3 Odběr vzorků	35
3.4 3D model území a odběru vzorků	37
3.5 Příprava vzorků	38
3.6 Analýza vzorků	38
3.6.1 Objemová hmotnost a skeletovitost	38

3.6.2	Obsah oxidovatelného uhlíku (modifikovaná Tjurinova metoda).....	39
3.6.3	Zrnitostní složení	40
3.7	Zpracování dat.....	41
3.7.1	Výpočet zásoby uhlíku.....	41
3.7.2	Objemová hmotnost a pedotransferové funkce.....	41
3.7.3	Statistická analýza	43
3.7.4	Mapové zpracování	43
4	Výsledky	44
4.1	Výběrové sondy KPP.....	44
4.2	Porovnání KPP a současného stavu.....	44
4.2.1	Zrnitostní složení	45
4.2.2	Obsah oxidovatelného uhlíku (Cox)	47
4.3	Objemová hmotnost	49
4.4	Výpočet zásoby uhlíku – výběrové sondy	53
4.5	Doplňkové odběry	56
4.6	Odhad zásoby půdního uhlíku pro celé území	56
4.7	Vliv půdního typu na vybrané půdní vlastnosti.....	59
4.8	Vliv reliéfu na obsah uhlíku v půdě	60
5	Diskuze	62
5.1	Změna půdních vlastností	62
5.2	Objemová hmotnost a pedotransferové funkce.....	63
5.3	Změna zásoby půdního uhlíku	66
5.4	Výpočet zásoby půdního uhlíku pro celé území.....	67
6	Návrh metodiky pro výpočet zásoby půdního uhlíku pro malá území	70
6.1	Dostupné podklady	70
6.2	Návrh metodiky.....	72
7	Závěr.....	73
8	Literární zdroje	74
8.1	Internetové zdroje.....	81
8.2	Mapové a datové zdroje	82

Přehled použitých zkratk

AV ČR	Akademie věd České republiky
BPEJ	Bonitovaná půdně ekologická jednotka
Cox	Oxidovatelný uhlík
ČSSR	Československá socialistická republika
ESBN	European soil bureau network
EU	European union
EUSIS	European soil information system
HPJ	Hlavní půdní jednotky
IPCC	Intergovernmental panel on climate change
KPP	Komplexní průzkum půd
LULUCF	Land use, land change and forestry
NOAA	National oceanic and atmospheric administration
OP	Orná půda
OSN	Organizace spojených národů
SIC	Soil inorganic carbon
SOC	Soil organic carbon
SOM	Soil organic matter
TKSP	Taxonomický klasifikační systém půd
TTP	Trvalé travní porosty
ÚKZUZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
VÚPOP	Výzkumný ústav půdoznalství a ochrany půdy
ZM10	Základní mapa 1 : 10 000
ZPF	Zemědělský půdní fond
ZPJ	Základní územní jednotky

1 Úvod

Intenzita využívání životního prostředí člověkem v poslední době značně narostla a to do té míry, že se začíná dotýkat samého přežití lidstva na planetě. Antropogenní zásahy do ekosystémů se již z lokálního měřítka přesunuly do globálního. Pozorované změny jsou obecně nazývány globální změnou klimatu (Marek a Ač, 2011) a v poslední, již páté zprávě IPCC o změně klimatu, bylo definitivně potvrzeno, že s 95% pravděpodobností mají na od poloviny dvacátého století pozorovaném oteplování odpovědnost lidé (IPCC Press, 2013).

Stále více pozornosti je ve spojení s klimatickou změnou věnováno obsahu uhlíku v půdě. Půdy představují z dlouhodobého hlediska nejdůležitější a největší terestrický rezervoár organického uhlíku (Schimel, 1995). Nerozumné hospodaření s půdou a s ním spojený úbytek organické hmoty jsou podle Lala (2004) jasným důkazem lidské krátkozrakosti a našich obrovských trvale neudržitelných nároků na potraviny, suroviny a produkci odpadních látek. Množství uhlíku uloženého v půdě je odrazem dlouhodobého využití půdy a vývoje klimatu. Člověk narušuje procesy cyklu uhlíku spojené s půdou a vegetací převážně přeměnou ploch s přirozenou vegetací ve svůj prospěch – skrze zemědělství, lesní hospodářství a urbanizaci. Jakýkoliv zásah do land use ovlivňuje množství uhlíku zadržovaného na hektar plochy a potenciál sekvestrace půdy. Dochází jak ke změně objemu emisí CO₂ z půdy, tak i jeho množství odnímaného vegetací a půdou z atmosféry (Houghton a Goodale, 2004).

Pro pochopení skutečné role půd v globálním cyklu uhlíku a pro vyhodnocení vlivu změny land use na jeho hodnotu stále chybí podrobná bilance změn obsahu půdního uhlíku (Schrumpf et al., 2011) a existuje příliš velká nejistota v odhadech skutečné zásoby (Lettens et al., 2005). Z těchto důvodů je zde v současnosti zvýšená snaha o spuštění regionálních a národních monitorovacích programů, převážně na území Evropy (Schrumpf et al., 2011).

1.1 Cíle

Hlavním cílem práce je na příkladu mapového listu ZM10 Beroun 12-41-08 vypracovat a ověřit metodiku zpřesnění zásob půdního uhlíku v lesozemědělské krajině (vhodnou například pro zjišťování zásob půdního uhlíku v malých povodích). Vzhledem k rozsáhlosti problematiky a území a potřebě velkého množství odběrů byl odhad zásoby uhlíku zúžen pouze na zemědělské půdy.

Dalšími dílčími cíly je (i) porovnat různé způsoby stanovení či odvození objemové hmotnosti pro tyto účely, (ii) zjistit jak se liší vybrané půdní vlastnosti (skeletovitost, obsah organického uhlíku a objemová hmotnost) mezi vyskytujícími se půdními typy a vlivem různého využití zemědělské půdy (orná půda a trvalé travní porosty), (iii) pokusit se zhodnotit vliv reliéfu na obsah uhlíku v půdě, (iv) odhadnout obsah uhlíku na studovaném území.

2 Literární přehled

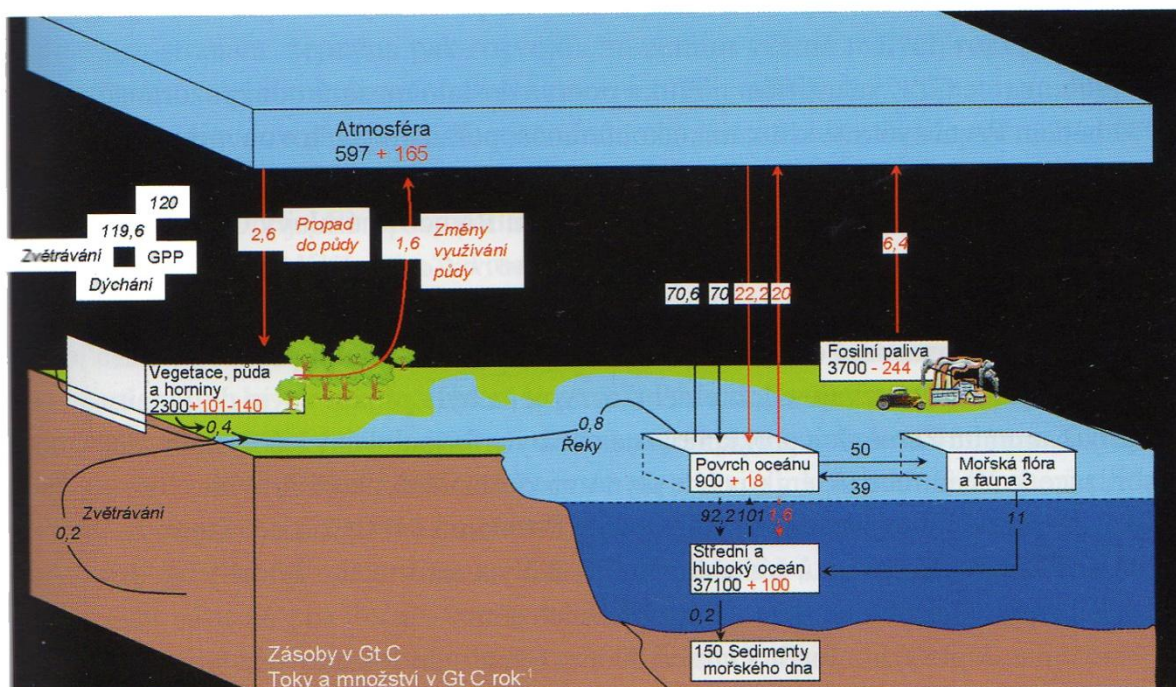
2.1 Cyklus uhlíku a vývoj zásob uhlíku na Zemi

Uhlík tvoří přibližně jednu polovinu hmoty všech živočichů a rostlin a je tak základním prvkem života na naší planetě (Skole et al., 1998). Vlivem své důležité role v rámci všech biogeochemických procesů byl uhlík a jeho cyklus středem zájmu vědců již od nepaměti. V posledních desetiletích narostla snaha o hlubší pochopení všech řídících činitelů a procesů ještě více – je totiž zřejmé, že absorpce, ukládání (sekvestrace), či uvolňování uhlíku ekosystémy významně ovlivňuje koncentraci CO₂ v atmosféře, tedy i dynamiku globálního klimatického systému (Chapin et al., 2006).

Cyklus uhlíku je tvořen mnoha různými fyzikálními, chemickými a biologickými procesy, které zajišťují přesun uhlíku mezi hlavními rezervoáry na Zemi (King et al., 2007). Jednotlivé zásobníky uhlíku a toky mezi nimi zobrazuje Obrázek 1. Jednoznačně největším rezervoárem uhlíku na Zemi jsou oceány, ve kterých je uloženo celkem okolo 38 000 Gt uhlíku. Převážná většina ve středním a hlubokém oceánu, pouze okolo 900 Gt se nachází v povrchové vrstvě v přímém kontaktu s atmosférou. Desetkrát méně uhlíku než v oceánech (3 700 Gt) je uloženo ve fosilních palivech. Nejvýznamnějším terestrickým rezervoárem jsou půdy, ve kterých je podle Batjese (1996) uloženo okolo 1 500 Gt půdního organického uhlíku v horních 100 cm a přibližně 2 400 Gt v horních 200 cm. Bridgham et al. (2006) přičítají k těmto hodnotám ještě dalších 300 až 700 Gt půdního uhlíku uložených v půdách mokřadů a Tarnocai et al. (2009) 1 700 Gt nacházejících se v trvale zmrzlých půdách. Významné množství 450 – 650 Gt je dále uloženo ve vegetaci (Prentice et al., 2001). Atmosféra se s 597 Gt uhlíku (Obrázek 1) řadí po oceánech, fosilních palivech, půdě a vegetaci až na čtvrté místo. Přestože hlavní terestrické rezervoáry půda a vegetace zadržují výrazně méně uhlíku než oceány, jsou ve srovnání s nimi značně labilnější a jejich rovnováha může být snadněji narušena lidskými aktivitami, jako je například odlesňování, pálení biomasy, změna land-use, či znečišťování životního prostředí (Batjes, 1996; Pongratz et al., 2009).

Přenos uhlíku mezi zásobníky lze rozlišit na rychlé a pomalé toky. Rychlé toky zahrnují tranzitní procesy trvající od několika let v rámci atmosféry po několik desítek až milionů let u vegetace, půdy, oceánů a sladkovodních systémů a souvisí převážně s procesy fotosyntézy a respirace. Pomalé toky jsou naopak zastoupené přenosem uhlíku mezi geologickými sedimenty a horninami s obratem více než 10 000 let. Jedná se převážně o procesy

zvětrávání a vulkanismu (Ciais et al., 2013). Podle Pongratze et al. (2009) bilance rychlých i pomalých toků zůstávala v předindustriálním období (cca do roku 1850) relativně stabilní a vliv lidské činnosti na koloběh uhlíku byl minimální. Od počátku industriální doby do rovnováhy systému stále více zasahuje člověk a celý cyklus již značně pozměnil (Ciais et al., 2013; Falkowski et al., 2007). Nejvýrazněji spalováním fosilních paliv či změnami využití půdy a to již ve větší míře, než je možné vybalancovat prostřednictvím přírodních procesů. Probíhající změny a vznikající nerovnováha v tranzitních procesech jsou natolik výrazné, že vyvolávají nejistotu ohledně celkového budoucího vývoje uhlíkového cyklu (King et al., 2007).



Obrázek 1: Zásobníky (atmosféra, vegetace, půda, oceány) uhlíku na Zemi (v Gt C - gigatunách, 1 Gt = 10^9 tun) a výměna mezi nimi (v Gt C rok⁻¹). Černě jsou vyznačeny přírodní toky, červeně přídavné toky způsobené lidmi (Denman et al., 2007 In Marek a Ač., 2011)

Vlivem nepřetržité rychlé výměny atmosférického oxidu uhličitého (CO_2) s oceány a terestrickými ekosystémy, hraje CO_2 klíčovou roli v regulaci teploty planety Země (Falkowski et al., 2007). Oxid uhličitý je v současnosti jednoznačně nejvýznamnějším antropogenně produkovaným skleníkovým plynem a jeho koncentrace v atmosféře dosáhly

v roce 2013 poprvé v lidské historii 400 ppm (parts per milion) oproti 280 ppm na počátku průmyslové revoluce v 19. století (NOAA, 2013).

Ekosystémy mohou být úložištěm (rezervoáry neboli tzv. sinky) nebo zdroji uhlíku. Jak velký podíl emisí CO₂ z lidské činnosti setrvá v atmosféře, a navýší zde koncentrace CO₂, a kolik emisí CO₂ bude zabudováno do terestrických ekosystémů a oceánů, významně ovlivňuje právě stav globálního cyklu uhlíku a jeho rovnováha. Míra změny atmosférických koncentrací CO₂ nezáleží pouze na lidských aktivitách, ale také na biogeochemických a klimatologických procesech, jejich interakcích s cyklem uhlíku a probíhajícími zpětnými vazbami, které jsou zásadní pro předpovědi dnes tolik diskutované a stále nedostatečně prozkoumané klimatické změny (Falkowski et al., 2007; Houghton, 2007; Lal, 2004). Falkowski et al. (2007) a Lal (2008) zdůrazňují, že porozumění probíhajícím změnám je stěžejní pro budoucí formulování ekonomických, energetických, technologických, obchodních a bezpečnostních politik ke zmírnění projevů a následků klimatické změny.

2.2 Význam půd a vegetace v globálním cyklu uhlíku

Jak již bylo zmíněno v první kapitole, půdy a vegetační pokryv jsou velmi významnou součástí globálního uhlíkového cyklu. Dohromady tvoří tzv. terestrickou zásobu uhlíku odhadovanou celkem Lalem (2008) na 2 860 Gt C. Půdy představují z dlouhodobého hlediska nejdůležitější a největší terestrický rezervoár organického uhlíku (Schimel, 1995). V půdním organickém materiálu jsou uchovány přibližně dvě třetiny uhlíku terestrických ekosystémů, dvakrát až třikrát více než je uloženo v atmosféře ve formě CO₂ (Trumbore et al., 1996). Terestrická zásoba uhlíku je silně propojena s atmosférickou a významně se navzájem ovlivňují. Výměnu energie, vody a přenos uhlíku mezi nimi zastává z velké části vegetační pokryv prostřednictvím odběru CO₂ z atmosféry (Pongratz et al., 2009). Lal (2008) vyčísluje roční míru fotosyntézy rostlin na 120 Gt C, z níž je většina následně navrácena do atmosféry skrze rostlinnou a půdní respiraci.

Pongratz et al. (2009) a Lal (2008) datují počátky antropogenních disturbancí přírodního prostředí již mnoho tisíc let zpět do počátků expanze zemědělství. Míra lidského ovlivnění postupně narůstala až do dnešní podoby světa, kterému člověk jednoznačně dominuje a podle Pongratze et al. (2009) došlo již k modifikaci přibližně 30-50 % zemské pevniny. Člověk narušuje procesy cyklu uhlíku spojené s půdou a vegetací převážně přeměnou ploch s přirozenou vegetací ve svůj prospěch – skrze zemědělství, lesní

hospodářství a urbanizaci. Obecně jsou tyto procesy nazývány antropogenní změnou land coveru (neboli půdního pokryvu) a mají významný dopad na globální koncentraci oxidu uhličitého a tedy i na rovnováhu zemské energie a klimatu (Pongratz et al., 2009). Celkové emise uhlíku emitované v předindustriálním období odhaduje Lal (2008) na 320 Gt. Od roku 1820 bylo již lidským přičiněním emitováno dalších 136 Gt, z čehož 78 Gt pochází ze světových půd – 26 Gt z erozních procesů a 52 Gt z procesů mineralizace (Lal, 2008).

2.3 Půdní organická hmota („Soil organic matter“ – SOM)

Pojem půdní organická hmota v historii zkoumání půd prošel značným vývojem. Zatímco dříve byl ztotožňován pouze s humusem (např. Pelíšek 1957), později byl jako půdní organická hmota (anglicky SOM) definován pro laboratorní účely veškerý organický materiál v půdě, jehož částice jsou menší než 2 mm (Burt, 2004). Půdní organická hmota zahrnuje soubor všech živých a neživých organismů v různém stupni dekompozice, mikrobiologicky a chemicky syntetizované látky z produktů rozkladných procesů a samotná těla živých i neživých organismů (Schnitzer, 1991). Ačkoliv se podíl organické hmoty v půdách za normálních podmínek pohybuje pouze mezi 2-8 %, význam této složky pro půdní funkce a její vliv na řadu fyzikálních, chemických a biologických vlastností půd je značný (Brady a Weil 2008). SOM lze proto považovat za dobrý indikátor kvality půdy (Pulleman et al., 2000; Ciencala et al., 2011) a již Albrecht (1938) ve své studii zabývající se ztrátou půdní organické hmoty označuje půdní organický materiál jako jeden z nejdůležitějších národních zdrojů a varuje před jeho nerozumným využíváním.

Organická hmota v půdě podporuje stabilizaci půdních částic a přispívá k příznivé půdní struktuře (Pulleman et al., 2000) – podporuje odolnost půdy vůči erozi, tvorbou agregátů zlepšuje půdní strukturu, zvyšuje provzdušnění půdy, retenční kapacitu a infiltraci a podílí se na pufrací schopnosti půd a regulaci půdní teploty. Velmi důležitá je pro koloběh živin – ovlivňuje jejich dostupnost, slouží jako zásobník a významně se podílí na kationtové výměnné kapacitě. V neposlední řadě poskytuje prostředí a stavební látky mikroorganismům, čímž zvyšuje jejich biodiverzitu (Bot a Benites, 2005; Brady a Weil 2008).

2.3.1 Procesy dekompozice v půdách

Půdní hmota je nejen významným zásobníkem uhlíku, dochází zde také k transformaci jeho forem a interakci s ostatními rezervoáry. Zpočátku převažují za

přítomnosti mikroorganismů biochemické procesy rozkládající velké organické molekuly na menší, jednodušší, tzv. prekuzory a látky podléhající úplné mineralizaci a dochází k uvolňování energie z chemických vazeb. Sloučeniny uhlíku jsou oxidovány za produkce oxidu uhličitého, vody a energie a dochází k imobilizaci živin (například dusíku, fosforu, síry). Vzniklé prekuzory jsou prostřednictvím syntézy postupně formovány procesem humifikace na stabilnější sloučeniny, relativně odolné mikrobiálnímu rozkladu, které jsou základními složkami humusu (Brady a Weil, 2008). Ciencala et al. (2011) uvádí, že v normálních aerobních podmínkách většina uhlíku přicházejícího z biomasy mineralizuje, pouze 1 % se akumuluje a humifikuje. Humifikace je ukončena polymerizací. Posledním krokem dekompozice je obvykle mineralizace, během které dochází k rozkladu organických sloučenin na výchozí anorganické složky za uvolňování energie (Brady a Weil 2008; Schulze a Freibauer, 2005).

Veškeré procesy dekompozice jsou významně ovlivněny provzdušněním. Zatímco zvýšená aerace vede k nárůstu rozkladných procesů a menší tvorbě prekuzorů, anaerobní podmínky produkují velké množství prekuzorů, které jsou však jen omezeně využity pro tvorbu humusu (Němeček 1990). Míra humifikace a množství akumulace organické hmoty jsou podle Schaetzla a Andersona (2005) závislé až na výjimky na klimatických podmínkách, teplotě půdy, půdní vlhkosti a hodnotě pH. Podle Wildinga et al. (1983) funkce většiny mikroorganismů začíná být limitována již při překročení půdní objemové vlhkosti 30 %. Přetrvávající činnost pouze anaerobních a fakultativních mikroorganismů dekompozici výrazně snižuje a dochází k nadměrné akumulaci pouze částečně rozložené organické hmoty.

2.3.2 Nehumusové a humusové látky

SOM lze rozdělit na primární, tzv. nehumusovou organickou hmotu, která přichází do půdy v různé fázi rozkladu a její původ je stále rozeznatelný (Schnitzer, 1995) a na sekundární, humusové látky. Hlavními složkami primární organické hmoty jsou čerstvě odumřelé buňky půdní mikrobioty a zbytky půdní fauny, kořenové exudáty, čerstvá rostlinná hmota, opad dřevin, odumřelé kořeny a organické látky v přeměnách na nižším stupni kondenzace. Mezi zdroji organické hmoty v půdách výrazně dominují rostlinná pletiva (Schulze a Freibauer, 2005). Rostlinná pletiva jsou z 60 až 90 % tvořena vodou. Po jejich vysušení obsahuje sušina z 90 až 95 % prvky uhlík, kyslík a vodík, které rostlina během fotosyntézy získala z atmosférického oxidu uhličitého a z vody. Zbylých 5 až 10 % zastupují

živiny převzaté rostlinou z půdy (dusík, síra, fosfor, draslík a mikroprvky) (Bot a Benites, 2005). Přestože živočichové jsou až na druhém místě, významná je jejich schopnost zapracování a přesunu organických zbytků v půdě (Brady a Weil 2008).

Sekundární humusové látky tvoří amorfnní tmavé vysokomolekulární organické látky koloidní povahy s velkým aktivním povrchem a vysokou sorpční kapacitou vzniklé humifikací. Přibližně 50 až 80 % půdního humusu je vázáno ve stabilních jílovito-humusových komplexech s vysokou pórovitostí, které napomáhají tvorbě dobré a stabilní struktury půd a chrání humus před rozkladem (Brady and Weil 2008, Němeček 1990). Podle rozpustnosti se dělí do tří složek – fulvokyselin, humusových kyselin a huminů. Složky se mezi sebou liší barvou, stabilitou, stupněm kondenzace a polymerace, kyselostí a rozpustností. Pro půdy jsou nejdůležitější humusové kyseliny, které zlepšují fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy a podporují aktivitu půdních mikroorganismů. Podílí se také na půdní stabilitě, transportu iontů kovů z půdy do rostlinných pletiv a stabilizaci organické hmoty před mikrobiální degradací (Vopravil et al., 2010). Vysoká sorpční schopnost humusových látek umožňuje sorpci kationtů, včetně těžkých kovů a napomáhá tak omezit jejich mobilitu v půdě, stejně jako umožňuje povrchově akumulovat rezidua pesticidů a dalších polutantů (Vaněk et al., 2012).

2.3.3 Organický a anorganický uhlík

Půdní organická hmota (SOM) má dvě základní složky – půdní organický uhlík („soil organic carbon“ – SOC) a půdní anorganický uhlík (soil inorganic carbon – SIC). Z celkové zásoby půdního uhlíku do 2 m hloubky 2500 Gt, kterou uvádí Batjes (1996), tvoří SOC přibližně 1550 Gt a SIC 950 Gt.

Půdní anorganický uhlík (SIC) představuje elementární uhlík a karbonátové minerály (např. kalcit, dolomit a sádrovec), zahrnuje primární i sekundární karbonáty. Primární karbonáty pocházejí ze zvětrávání matečného substrátu. Sekundární karbonáty jsou formovány skrze reakce atmosférického CO_2 s Ca^{2+} a Mg^{2+} přinášeného z vně ekosystému (př. z vápenitého prachu, závlahové vody, hnojiv). SIC je důležitá složka převážně půd aridních a semiaridních oblastí (Lal, 2008). Půdní organický uhlík, kterého SOM obsahuje průměrně přibližně 58 % (Lal, 2004), je uložen ve svrchních vrstvách minerální půdy ve formě humusu nebo v nadložní vrstvě minerální půdy jako rašelina či opad. SOC může být tvořen složkami s rozdílnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi s různou odolností vůči degradaci

a rozkladu – tzv. aktivní a pasivní SOC (Lal, 2008). Stablnější pasivní zásoba SOC přetrvává v půdě pravděpodobně stovky až tisíce let a její tvorba je podporována všemi faktory, které redukují biologickou činnost a podněcují pevnou vazbu SOC na půdní částice (Schulze a Freibauer, 2005).

Tabulka 1 lze zobrazuje koncentrace SOC ve světových půdách, které kolísají od nízkých hodnot v aridních oblastech po vysoké v mírných šířkách a extrémně vysoké v organických a rašelinných půdách severních zeměpisných šířek (Lal, 2004). Variabilita mezi regiony odpovídá obecnému trendu nárůstu zásoby SOC v půdách chladnějších a vlhčích regionů oproti teplým a suchým (Anderson, 1995). S klesající teplotou a narůstajícími srážkami roste množství akumulované částečně rozložené organické hmoty (Nichols 1984 in Schaetzl a Anderson 2005). Typickým příkladem jsou Histosoly (TKSP = Organozemě), které obsahují ze všech půdních typů největší obsah organické hmoty, která je však pouze málo kvalitní (Brady a Weil 2008; Schaetzl a Anderson 2005).

Tabulka 1: Odhady zásoby uhlíku v ekosystémech (přepočteno podle IPCC, 2000 a Prentice, 2001 in Lal, 2004, tučně zvýrazněny půdy mírných šířek)

EKOSYSTÉM	ROZLOHA [10 ⁹ ha]	SOC* [mil. t C]	SOC* [t C/ha]
Les			
<i>Tropický</i>	1,76	213-216	121-123
Temperátní	1,04	100-153	96-147
<i>Boreální</i>	1,37	338-471	247-344
Tropická savana a pastviny	2,25	247-264	110-117
Temperátní louky, pastviny a křoviny	1,25	176-295	141-236
Tundra	0,95	115-121	121-127
Pouště a polopouště	4,55	159-191	35-42
Orná půda	1,6	128-165	80-103
Mokřady	0,35	225	643

* půdní organický uhlík

2.3.4 Kvantifikace půdní organické hmoty

Vzhledem k důležitosti organické hmoty pro půdy, je kvantifikace a posouzení její kvality jedním z hlavních určujících faktorů půdní kvality (Brady and Weil 2008). Stanovení množství půdní organické hmoty přímo je velmi obtížné, proto většina metod měří obsah organického uhlíku a násobí výslednou hodnotu koeficientem od 1,72 do 2,0 pro získání

podílu organické hmoty. Hodnota koeficientů byla odvozena z obvyklého obsahu organického uhlíku v půdní organické hmotě, který se pohybuje mezi 50 až 58 %. Studie z posledních let však z důvodů velké variability uhlíku v půdní organické hmotě preferují uvádění pouze obsahu organického uhlíku C_{org} (Sumner 2000). Z Tabulky 2 je zřejmé, že i u českých půd platí pravidlo, kdy roste množství organické hmoty v půdě s poklesem teploty a nárůstem srážek (kapitola 2.3.3), trend zde odpovídá nárůstu nadmořské výšky.

Tabulka 2: Obsah humusu v půdách ČR – orné a luční půdy (cca 54,3 % plochy ČR) (Pospíšil, 1980)

Půdní typ	$C_{org} \times 1,724$
Podzoly	> 6,2 %
Černice	< 5,7 %
Kambizemě	< 4,7 %
Rendziny	< 3,7 %
Černozemě	< 2,8 %
Fluvizemě	< 2,6 %
Hnědozemě	< 2,4 %
Luvizemě	< 1,9 %

Podle Andersona (1995) většina minerálních půd obsahuje okolo 50 až 200 t C ha⁻¹. Ve své studii však upozorňuje na rozdílné vlastnosti uhlíku v různé hloubce půdního profilu. Vlivem poklesu biologické aktivity, procesů dekompozice a ovlivnění půdy kultivací podstupuje uhlík uložený ve spodních horizontech výrazně pomalejší cyklus než organický materiál v povrchovém horizontu. Lze ho proto považovat za mnohem stabilnější zásobu půdního C a jeho stáří je ve většině případů vyšší. Vyšší stáří bylo zaznamenáno podle studie Andersona (1995) i u organického materiálu s vazbou na jemnozrnnější frakci, která je pevnější a odolnější vůči dekompozici než vazba na frakci hrubozrnnější.

2.4 Sekvestrace půdního uhlíku

V posledních letech jsou na světě v souvislosti s nárůstem koncentrací CO₂ v atmosféře stále častější snahy o dlouhodobé zvýšení obsahu organické hmoty v půdě (ale i třeba ve vegetaci), o tzv. sekvestraci uhlíku v půdách, jejíž potenciál je vzhledem k rozloze půd značně vysoký (Brady a Weil 2008). Podle Lala (2008) vyjadřuje termín „sekvestrace uhlíku“ snížení nárůstu atmosférického CO₂ skrze jeho odnímání z atmosféry do dlouhodobých zásobníků (např. oceánského, pedologického, biotického a geologického). Lal (2004) blíže specifikuje „sekvestraci půdního uhlíku“ jako odnímání atmosférického CO₂

roślinami a následné ukládání fixovaného C ve formě půdní organické hmoty. Hlavní strategií je podle Lala (2004) zvýšení hustoty zásoby SOC, zlepšení jeho distribuce v rámci profilu s hloubkou a snaha o vyšší stabilizaci organického uhlíku v půdě a jeho ochranu před mikrobiálními rozkladnými procesy skrze jeho zabudování do pevných vazeb mikroagregátů. Obrovský rezervoár uhlíku v půdách není stálý (Schrumpf et al., 2011), proto při hodnocení sekvestrované zásoby uhlíku nezáleží jenom na jeho množství, ale hlavně na formě, ve které je uložen.

2.4.1 Metody sekvestrace uhlíku

Celkový příspěvek antropogenních emisí CO₂ vyčísluje Lal (2008) na 8,6 Gt C rok⁻¹, IPCC (2013) uvádí průměrnou hodnotu 8,3 Gt C rok⁻¹ a pro rok 2011 dokonce 9,5 Gt C rok⁻¹. Hlavními zdroji jsou výroba energie, průmysl, změny land-use a obdělávání půdy. Terestrické a oceánské ekosystémy jsou v současnosti schopné absorbovat pouze cca 60 % emisí. Ingram a Fernandes (2001) proto ve své studii zmiňují dvě možnosti jak negativní dopad těchto emisí snížit a zmírnit tak následky klimatické změny – redukcí emisí nebo jejich sekvestrací.

Za účelem sekvestrace uhlíku jsou dlouhodobě vyvíjeny jak abiotické inženýrské metody, tak zde existují možnosti podpory přirozených biotických procesů. Abiotické metody se zdají mít potenciál velké kapacity, jsou však velmi nákladné, hrozí u nich riziko úniku CO₂ a jejich vývoj nebyl stále dokončen (Houghton, 2010 píše o možné aplikaci po roce 2025). Jako příklad lze uvést injektáž CO₂ do hlubokých oceánů, geologických vrstev, starých uhelných dolů a ropných vrtů či karbonizace CO₂ (Lal, 2008). Naproti tomu biotické metody neboli terestrická sekvestrace jsou výrazně levnější, využívají přírodních procesů a ihned aplikovatelné. Jejich kapacita je však bohužel omezená. Biotická sekvestrace je založena na přirozených procesech odnímání CO₂ z atmosféry skrze fotosyntézu a omezením mineralizace SOC, například řízeným zalesňováním, změnou land-use, zavedením doporučených obdělávacích praktik a obnovou degradovaných půd.

Lal (2008) uvádí, že například obdělávané půdy obvykle obsahují pouze 50 – 75 % původní zásoby uhlíku. Ztráta SOC je při přeměně z přírodních ekosystémů způsobena zvýšenou mineralizací organické hmoty, erozí a vymýváním. Humifikační procesy mohou být také omezeny nedostatkem N, P, S a dalších živin. Zásoba SOC je zásadně ovlivněna také obsahem jílových a prachových částic, které podporují tvorbu mikro- a makroagregátů a na které se SOC poutá skrze adsorpci výrazně pevnějšími a stabilnějšími vazbami než na písčité

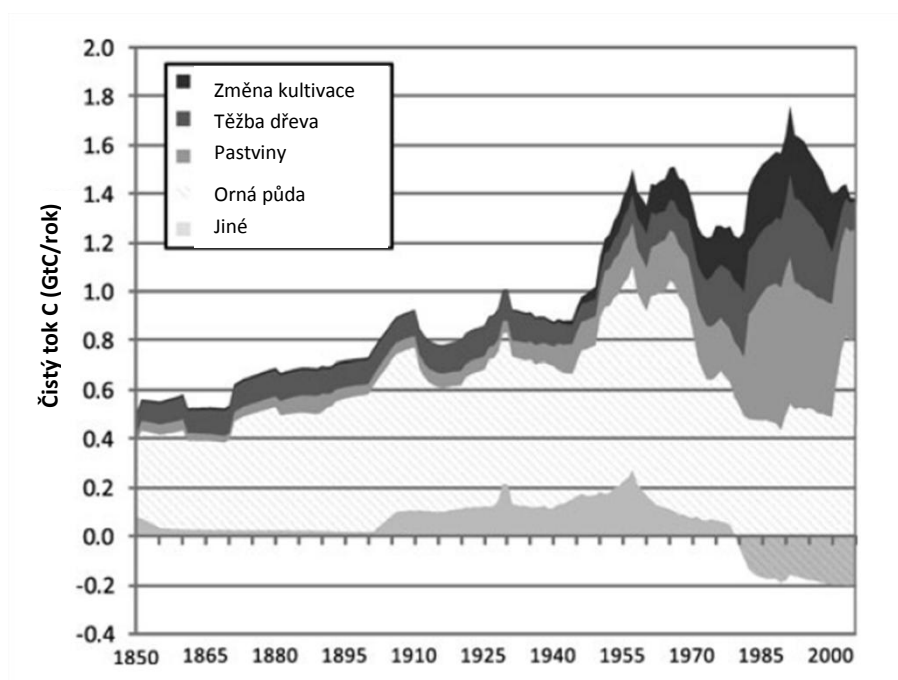
částice (Six et al., 2000). Biotická sekvestrace proto spočívá ve snaze o zvýšení kapacity půdy sekvestrovat uhlík podporou jmenovaných procesů.

2.4.2 Vliv land-use a kultivace půdy na obsah uhlíku v půdě

Produktivita ekosystémů a rozklad organické hmoty jsou silně ovlivňovány prostředím. Obsah SOM je relativně stabilní komplexní půdní charakteristika (Pulleman et al., 2000), která odráží jak půdní typ, tak dlouhodobý vývoj klimatu a land-use (Freibauer et al., 2004). Většina změn land-use zasahuje do stávajících ekosystémů skrze změnu charakteru porostu a půdních vlastností, čímž se mění i množství uhlíku zadržovaného na hektar plochy a potenciál sekvestrace půdy. Dochází jak ke změně objemu emisí CO₂ z půdy, tak i jeho množství odnímaného vegetací a půdou z atmosféry (Houghton a Goodale, 2004). Emise z antropogenního využívání půdy zahrnují procesy deforestace (převážně tropických pralesů), spalování biomasy, změnu land-use, odvodňování mokřadů a obdělávání půdy (Lal, 2004). Přeměna přirozeného ekosystému na otevřené plochy (ornou půdu nebo pastviny) vede prakticky vždy k poklesu zásoby půdního uhlíku (Ingram a Fernandes, 2001). Houghton a Goodale (2004) zaznamenali ve své studii v důsledku kultivace půdy průměrný pokles o 25-30 % uhlíku v horním metru půdy.

Podle Strassmanna et al. (2008) bylo mezi lety 1850 a 2000 prostřednictvím antropogenního využívání půdy a změny land-use uvolněno do atmosféry přibližně 108 – 188 Gt C. Prentice et al. (2001) uvádí mezi lety 1850 – 1998 podobnou hodnotu 136 ± 30 Gt C pocházejících ze změny land-use, deforestace a kultivace půdy. IPCC (2013) uvádí pro období 1750 – 2011 množství emitovaného uhlíku 180 Gt. U všech autorů se jedná přibližně o polovinu objemu uhlíku, který byl uvolněn skrze spalování fosilních paliv (cca 274 Gt C do roku 2000, 375 Gt C do roku 2011). Využívání půdy člověkem a jím podmíněná změna půdního pokryvu (land coveru) je tak již více než 150 let zdrojem přibližně jedné třetiny antropogenních emisí CO₂ (Houghton, 2003). Relativní podíl a vývoj jednotlivých využití půdy z hlediska zdrojů a sinků uhlíku mezi lety 1850 a 2000 zaznamenaných ve své studii Houghtonem (2010) ukazuje Obrázek 2. Houghton (2010) zde vyčísluje nárůst čistých ročních emisí uhlíku způsobený antropogenním využíváním půdy a změnou land-use z přibližně 0,6 Gt C rok⁻¹ v roce 1850 na průměrných 1,3 Gt C rok⁻¹ v období 1950 – 2005. Od roku 1950 začínají odhady kolísat z důvodů různých přístupů a modelů jednotlivých autorů. Celosvětově je největším zdrojem emisí uhlíku v případě

změny land-use přeměna na ornou půdu. Ztráta uhlíku na hektar je nejvýraznější při přeměně z lesních porostů.



Obrázek 2: Globální zdroje a sinky uhlíku rozdílných typů land-use a změny land-use. Zdroje definované jako "jiné" jsou z velké části zastoupeny degradací půd v Číně a na sincích označených jako "jiné" má velký podíl zalesňování v Číně a změny v zemědělství ve Spojených státech a v Evropě (Houghton 2010)

Významným nástrojem sekvestrace půdního uhlíku a snížení míry úniku CO_2 z půdy do atmosféry může být podle Posta a Kwona (2000) nejen změna land-use ale i změna způsobu hospodaření s půdou – zavedení tzv. ochranného managementu půdy podporujícího sekvestraci uhlíku do půdy (půdní vlastnosti ovlivňující obsah uhlíku uvádí kapitola 2.4.1). Lal (2004) zdůrazňuje, že pro vytvoření takového půdního managementu, který bude podporovat sekvestraci uhlíku, je však zásadní lepší porozumění vlivu obdělávání půdy na dynamiku SOC a vyčísluje možný potenciál sekvestrace SOC skrze tyto praktiky na $0,9 \pm 0,3 \text{ Gt C rok}^{-1}$, což odpovídá kompenzaci jedné čtvrtiny až třetiny ročního nárůstu atmosférického CO_2 , který je odhadován na $3,3 \text{ Gt C rok}^{-1}$. Mezi doporučené metody ochranného obdělávání půdy lze počítat například využití krycích rostlin a zaorávání posklizňových zbytků, sníženou četnost orby až bezorebné hospodaření, rozumné hospodaření s živinami, preferenci živočišného organického hnojiva a kompostu před anorganickými hnojivy, rotaci plodin, zavlažování, případně zalesňování degradovaných půd

(Freibauer et al., 2004). Schlesinger (2000) a Smith et al. (1997) naopak upozorňují na další možnou produkci emisí CO₂ při aplikaci jmenovaných praktik a z jeho studie vyplývá, že například živočišná hnojiva a umělé závlahy v mnoha případech ukládání uhlíku ve výsledku nepodporují.

2.4.3 Potenciál sekvestrace uhlíku do půd

Přestože výsledky řady studií naznačují, že půdy mohou fungovat jako významný zdroj nebo sink atmosférického CO₂ (Trumbore et al., 1996), Smith et al. (1997) ve své studii upozorňují, že potenciál výše zmíněných metod a praktik, souvisejících se sekvestrací uhlíku v půdách, je stále mnohem nižší, než samotné snížení antropogenních emisí CO₂ omezením míry deforestace v tropických a subtropických oblastech a redukcí emisí ze spalování fosilních paliv. Smith et al. (1997) upozorňují také na vývoj množství sekvestrovaného uhlíku s časem, které je nejvyšší ihned po změně obhospodařování nebo využívání půdy, a postupně klesá a dosahuje nové rovnováhy. Modelování změn toků uhlíku ztěžují i nejistoty spojené s uhlíkem, který se během kultivace z půdy ztrácí, a jeho množstvím uvolněném skutečně do atmosféry. Houghton a Goodale (2004) upozorňují, že velká část uhlíku je jen přemístěna na jiné stanoviště a znovu sekvestrována, v důsledku čehož jsou vyčíslované emise uhlíku z orné půdy často nadhodnocovány.

Ve všech analýzách antropogenních emisí uhlíku se objevuje i značné množství uhlíku, které není možné zařadit, a jeho zdroje a sinky nebyly zatím zcela objasněny (Houghton, 2010). Prentice et al. (2001) o něm píší jako o chybějícím uhlíku, tzv. „missing sink“ nebo „residual terrestrial sink“. Jeho původ napomáhá často vysvětlit právě podrobné vyčíslení změn zásob uhlíku vlivem land-use změn a změn hospodaření s půdou.

2.5 Globální změna klimatu a půdní uhlík

Klima Země se neustále mění v důsledku řady faktorů, jako jsou například kontinentální pohyby, rozdíly v množství dopadajícího slunečního záření, sopečná činnost, dopad meteoritů a komet, změny hodnot parametrů zemského orbitu, změny rozlohy ledovců, v cirkulaci a chemismu oceánů či ve složení a cirkulaci atmosféry, případně z důvodu změn bioty. Pojem globální klimatická změna je označována odchylka od dlouhodobých klimatických charakteristik Země (př. teplot, srážek, rychlosti větru atd.) (Marek a Ač, 2011). Globální průměrná povrchová teplota vzrostla mezi lety 1880 až 2012 o 0,85 °C a od roku

1950 se pravidelně objevují s vyšší četností extrémní klimatické události v podobě vln horkých dnů, sucha či přivalových srážek. Pozorovány byly již i posuny hranic ekosystémů a zvyšování hladiny oceánů (IPPC, 2013). Kromě výše zmiňovaného nárůstu atmosférického CO₂, je od roku 1750 pozorován i růst dalších skleníkových plynů CH₄ a N₂O (Lal, 2004), který dosahuje podle záznamů z ledovcových jader nejvyšších koncentrací za posledních 800 000 let. Vzhledem k pozorovanému zvyšování antropogenních emisí skleníkových plynů je dle IPCC (2013) vliv člověka na změnu klimatu zjevný a do konce 21. století je očekáván nárůst průměrné globální povrchové teploty od 1,5 – 2,0 °C v porovnání s obdobím 1850 – 1900.

Trumbore et al. (1996) a Lal (2004) upozorňují v souvislost s předpovídanými změnami klimatu, že dominantním řídícím faktorem dynamiky půdního uhlíku je půdní teplota. Podle Trumborovy studie již nárůst teploty o 0,5 °C může vést k poklesu nejméně 6 % zásoby půdního uhlíku s kratším obratem. Očekávaný nárůst teploty může proto ovlivnit půdní vlhkost a teplotní režimy a vést k růstu dekompozice SOM a poklesu její zásoby.

2.5.1 Mezinárodní ochrana klimatu

Vzhledem k významnosti pozorované změny klimatu, se snaha o její kontrolu stala předmětem mezinárodních smluv a úmluv. Poprvé došlo k diskuzi v roce 1979 na První světové klimatické konferenci, pořádané Světovou meteorologickou organizací (WMO) v Ženevě. Řada jednání vyústila v roce 1992 na Summitu Země v Rio de Janeiru v přijetí Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu, která vstoupila v platnost v roce 1994. Následně byl přijat v roce 1997 Kjótský protokol, který stanovil závazné redukční cíle emisí CO₂ pro vyspělé státy o 5,2 % oproti roku 1990 a do roku 2007 se k ní přihlásilo 172 států, bohužel bez předních producentů emisí CO₂ Spojených států amerických a Číny (Marek a Ač, 2011). Vědecké podklady ke změně klimatu dlouhodobě zajišťuje Mezivládní panel pro změnu klimatu (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change).

2.5.2 Evropské programy ECCP a LULUCF

Mezi svoje priority řadí Evropská komise problematiku adaptací ekosystémů a krajiny na globální změnu klimatu v rámci Evropského programu ke změně klimatu ECCP (European Climate Change Programme), který byl zahájen v roce 2005 (Marek a Ač, 2011). Podle Evropské Unie je ve shodě s dalšími mezinárodními společenstvy nutné udržet nárůst teploty

ve srovnání s předindustriálním obdobím maximálně o 2 °C, tedy o 1,2 °C oproti dnešnímu stavu, aby bylo zabráněno jejím vážným dopadům na ekosystémy i samotný život člověka. Do roku 2020 si proto EU stanovila za cíl snížení emisí skleníkových plynů o 20 % oproti stavu v roce 1990 (European Commission, 2013a). Emise skleníkových plynů spojené s využíváním území, změny ve využívání území a lesnictví v rámci EU řeší program LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) vychazející z požadavků pro emisní inventury skleníkových plynů Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu (European Commission, 2013b). V rámci České republiky je sektor LULUCF propadem CO₂, jelikož vykazuje celkově vyšší pohlcování uhlíku než emise (Marek a Ač, 2011).

2.5.3 Vybrané evropské programy zabývající se půdním uhlíkem

Stále více pozornosti je ve spojení s klimatickou změnou věnováno obsahu uhlíku v půdě. Již v roce 1996 byla založena s podporou Evropské komise v italské Ispře The European Soil Bureau Network (ESBN) s úkolem sběru, organizace a zpřístupnění půdních informací v rámci Evropy. Jedním z výstupů je European Soil Information System (EUSIS) soustřeďující všechny dostupné georeferencované informace o půdách Evropy, v rámci kterého byla publikována například i mapa obsahu organického uhlíku ve svrchních horizontech půd Evropy a mapa zásoby organického uhlíku v zemědělských půdách Evropy (odhadnutá na 17,63 Gt v EU). Všechny mapové výstupy publikované ESN jsou dostupné i ve formě shapefilu (European Commission, 2012).

Další významnou iniciativou v rámci Evropy byl projekt CarboEurope, založený v roce 2000, jehož cílem bylo na základě snahy Kjótského protokolu o zinventarizování obsahu emisí skleníkových plynů zhodnotit bilanci uhlíku v terestrických ekosystémech. Projektu se zúčastnilo 61 výzkumných center ze 17 zemí Evropy (CarboEurope, 2005).

2.5.4 České programy inventury uhlíku v krajině

V České republice vzniklo v posledních letech v návaznosti na evropské a celosvětové iniciativy také několik programů za účelem inventury zásob uhlíku v krajině. V letech 2003 – 2007 bylo Česko součástí výše zmiňovaného programu CarboEurope – v české podobě CzechCarbo, jehož cílem bylo studium cyklu uhlíku v terestrických ekosystémech ČR a vytvoření návrhů pro zvýšení příjmu a ukládání uhlíku ve studovaných typech ekosystémů (lesní, luční, mokřadní, vodní a agro-ekosystémy) (www.usbe.cas.cz/czechcarbo/index.htm).

Inventarizací krajiny se zabývá projekt CzechTerra, v rámci kterého jsou v síti trvalých ploch sledovány změny základních krajinných charakteristik s využitím jak leteckých snímků, tak i pozemního šetření (například rozloha a typy pokryvů, fragmentace a heterogenita pokryvu, údaje o půdní a vegetační složce, vyčíslení zásob uhlíku v ekosystémech) (www.czechterra.cz). Akademií věd ČR je zaštitěno centrum zabývající se výzkumem globální klimatické změny v České republice CzechGlobe – Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i., které bylo založeno v roce 2003 a sídlí v Brně (www.czechglobe.cz, www.cvgz.cas.cz).

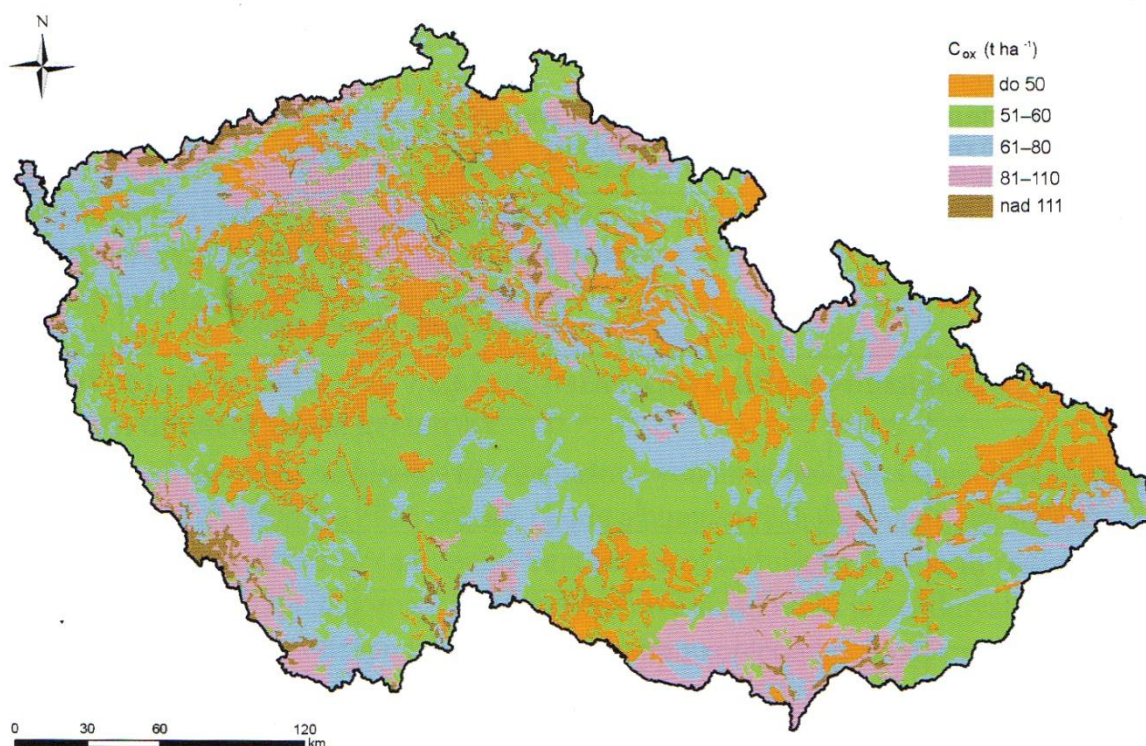
2.6 Monitoring zásoby uhlíku v půdách

Pro skutečné pochopení role půd v globálním cyklu uhlíku je nezbytné upřesnění zásob organického půdního uhlíku a jejich změn (Schrumpf et al., 2011; Heim et al., 2009). Při snaze o vyčíslení celkových zásob uhlíku v ekosystémech považují Ciencala et al. (2011) za neproblematictější právě půdu. Hlavní příčinou je půdní vzorkování potřebné pro kvantitativní detekci změn zásoby uhlíku, které je velmi nákladné a ve světě je k dispozici jen velmi málo studií dokumentujících změnu v rámci velkých regionů. Změnu zásoby SOC je možné zjistit pouze v dlouhodobém půdním monitoringu s dostatečným množstvím opakovaných měření a s hustou pokryvností území, která by zachytila velkou heterogenitu zásob SOC (Heim et al., 2009). V současnosti je v souladu s požadavky Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu na vyčíslení potenciálu sekvestrace uhlíku v půdě testováno a zaváděno stále více regionálních a národních půdních monitoringů, jejichž cílem je odhadované zásoby půdního uhlíku ověřit (Schrumpf et al., 2011).

Schrumpf et al. (2011) ve své publikaci shrnují regionální půdní monitoringy uskutečněné do roku 2006 v rámci Evropy. Tři ze čtyř těchto studií orientovaných na lesní půdy a pět z devíti zaměřených na travnaté porosty došly k závěru, že tyto dva typy land-use jsou trvalým sinkem uhlíku. Jedenáct ze čtrnácti studií zaměřených na ornou půdu naopak zaznamenalo pokles zásoby SOC. Tato zjištění se shodují se studií Schulze et al. (2009), ve které prezentují závěry hodnocení bilance půdního uhlíku v Evropě mezi lety 2000 a 2005, kdy bylo zjištěno poutání uhlíku lesními půdami a půdami travnatých porostů, zatímco orné půdy se jeví spíše jako menší zdroj uhlíku.

2.6.1 Zásoba uhlíku v zemědělských půdách ČR

Podobně jako ve světě, i v Česku nejsou dostupné údaje natolik přesné, aby umožňovaly vyčíslení zásob uhlíku ve větším než lokálním měřítku. Současné znalosti o struktuře půdního pokryvu ČR pochází z Komplexního půdního průzkumu zemědělských půd z let 1960 – 1970 a typologického mapování lesních stanovišť v měřítku 1 : 5 000 a 1 : 10 000 (Ciencala et al., 2011). Generalizací a vytvořením půdních typologických asociací byla vytvořena mapa zásob uhlíku pro lesní i zemědělské půdy zobrazená v Markově publikaci *Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu*. Pro zemědělské půdy je k dispozici mapa zásoby uhlíku v půdě do 30 cm od autorů Šefrny a Janderkové z roku 2007 (Obrázek 3). Mapa byla vytvořena kombinací statistického vyhodnocení výsledků komplexního průzkumu zemědělských půd, pravidelného monitoringu zemědělských půd (ÚKZÚZ) a podkladů pro mapu akumulace uhlíku v našich půdách 1 : 500 000 v Atlasu krajiny České republiky (Šefrna a Janderková, 2007).



Obrázek 3: Mapa zásoby uhlíku na zemědělských půdách (Šefrna a Janderková, 2007 in Ciencala et al., 2011)

Na Obrázku 3 lze pozorovat velké rozdíly v zásobě uhlíku v rámci všech zemědělských půd. Příčinou jsou různé způsoby zemědělského využití půdy (orná půda, louky, pastviny) a různé obhospodařování půd (typ kultur, intenzita hnojení, množství dobytka) (Ciencala et al., 2011). Vytvořenou mapu lze využít při emisních inventurách pro kvantifikaci emisí vlivem územních změn. Nedostatkem mapy je však podle Ciencaly et al. (2011) i Šefrny a Janderkové (2007) výpočet zásoby uhlíku pouze do 30 cm. Mocnost horizontu A se u českých půd pohybuje v rozmezí centimetrů u litosolů až po 50-60 cm u černosolů a organických reduktomorfních půd. Šefrna a Janderková (2007) odhadují obsah akumulovaného Cox v hloubce pod 30 cm u zemědělsky využívaných černosolů a smonic okolo 20 – 50 % a až o desítky procent by vzrostl obsah Cox u šedozemí, jejichž Bth horizont se nachází v průměrné hloubce 50 cm. Je tedy otázkou, jak moc by se vypočtené emise lišily při použití hodnot zásoby uhlíku v celém profilu.

3 Metodika

Pro ověření aktuálnosti půdních informací z podrobného půdního průzkumu a posouzení jejich možné využitelnosti pro odhad zásoby uhlíku v půdách bylo využito analytických dat z výběrových sond Komplexního průzkumu půd (KPP) a nově odebraných půdních vzorků ze stejných míst. Pro statistické zhodnocení byl vybrán mapový list ZM10 Beroun 12-41-08, ve kterém bylo během prací KPP umístěno sedm výběrových sond. Pro podrobnější průzkum celkové zásoby půdního uhlíku a jeho variability na vybrané lokalitě byly dále odebrány v rámci každé výběrové sondy půdní katény a síť vzorků byla zahuštěna o další odběry s ohledem na rovnoměrné zastoupení všech přítomných půdních typů. Pro účely práce byly hodnoceny pouze půdy se zemědělským využitím.

3.1 Komplexní průzkum půd

Komplexní průzkum zemědělských půd ČSSR (KPP) proběhl v letech 1961 – 1970 za účelem vytvoření vědeckých podkladů pro zvyšování úrodnosti půd. V Česku i na Slovensku souběžně probíhaly dva navzájem se doplňující průzkumy. Půdoznalecký průzkum (do roku 1970) a agrochemické zkoušení orníc, prováděné v pětiletých cyklech dodnes (zkoumání přístupných živin, půdní reakce a potřeby vápnění). Průzkum byl koordinován a řízen sektorem půdoznalství Ústředního výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze – Ruzyni a na území Česka jej prováděla Expediční skupina pro průzkum půd v Praze. Během KPP byla na základě předem vypracované souborné metodiky (Němeček et al., 1967) zpracována charakteristika půdního krytu pro základní územní jednotky (ZPJ), které byly tvořeny hospodářskými obvody zemědělských výrobních objektů. Akce se skládala z terénního průzkumu půd, následného laboratorního zpracování půdních vzorků a kancelářského zpracování (vyhotovení map a doplňkových kartogramů). Pro terénní práce bylo celé území ČSSR rozděleno na základě litologicko – geomorfologické složitosti a složitosti půdního pokryvu do tří kategorií. Pro každou kategorii byla určena hustota sítě základních a výběrových sond a v každém okrese byly odebrány speciální sondy. Areály půdních jednotek byly vymezeny pomocí základních sond o tvaru obdélníku 60x150 cm a hloubce 120 cm. Výběrové sondy ve tvaru obdélníku 80x200 cm s hloubkou 150-200 cm sloužily k získání analytické charakteristiky vymezených půdních jednotek. Speciální sondy sloužily k získání analytické charakteristiky typických půdních jednotek v celostátním měřítku. Půdní jednotky byly vymezeny podle pracovních map v měřítku 1 : 5 000 a 1 : 10 000. Podle

pracovních materiálů byly vytvořeny na úrovni ZPJ kartogramy a základní půdní mapa v měřítku 1 : 10 000. Na okresní úrovni základní mapa v měřítku 1 : 50 000 a kartogramy v měřítku 1 : 50 000 a 1 : 200 000 (Němeček et al., 1967; Informačný servis VÚPOP, 2010).

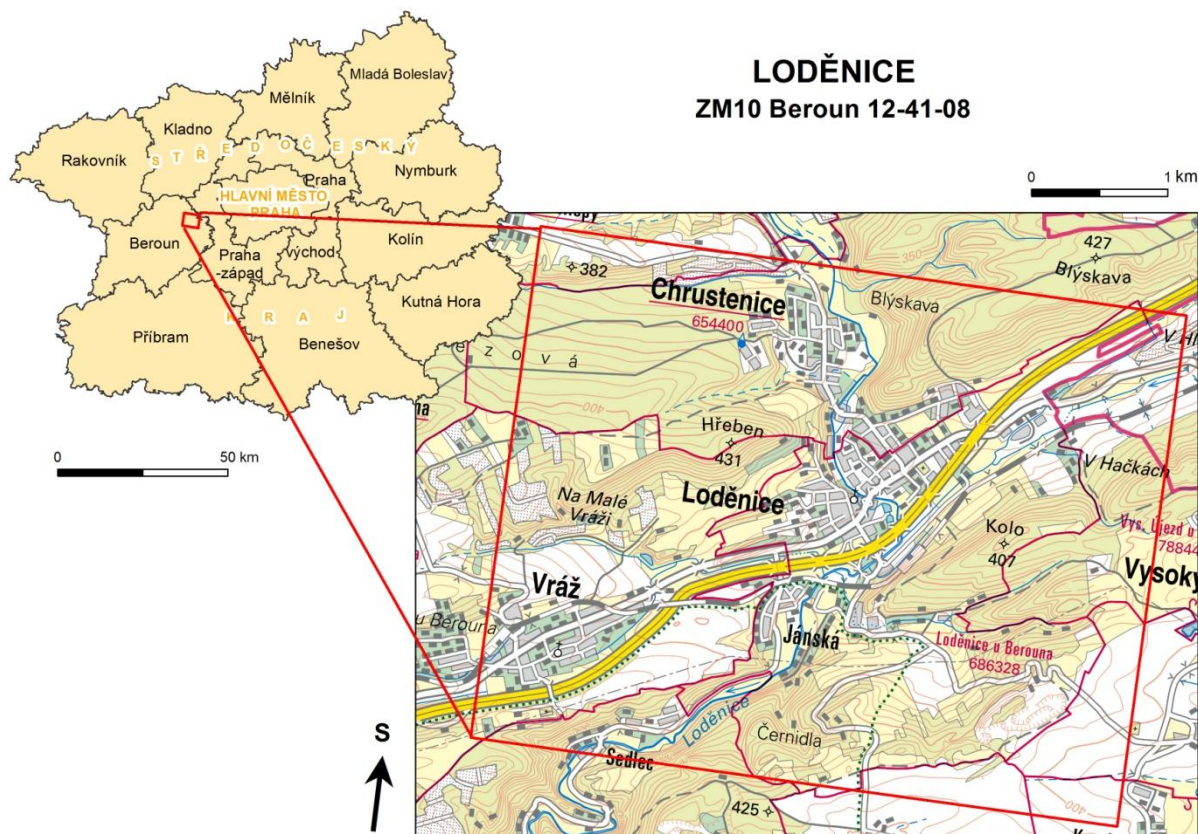
Tato práce je zaměřena na zásobu uhlíku v půdách, proto byla využita analytická data ze šesti výběrových sond KPP, které obsahují mimo jiné informace o obsahu oxidovatelného uhlíku (Cox) a humusu v jednotlivých horizontech půd. U výběrových sond bylo dále během KPP stanoveno zrnitostní složení, obsah uhličitánů (CaCO_3), výměnná půdní reakce (pH_{KCl}), obsah přístupného K_2O a P_2O_5 , výměnný vodík (H) a sorpční kapacita (T) podle Melicha (Sirový et al., 1967). Výřez pracovní mapy 1 : 10 000 Vráž u Berouna ukazuje Obrázek 4.



Obrázek 4: Ukázka pracovní mapy 1 : 10 000 Vráž u Berouna (WAKPP, 2014)

3.2 Charakteristika zájmového území

Zájmová lokalita mapového listu ZM10 Beroun 12-41-08 o rozloze 18,2 km² se nachází v okrese Beroun (Středočeský kraj) a zahrnuje obce Loděnice, Chrustenice a Vráž a jejich blízké okolí (Obrázek 5).



Obrázek 5: Zájmové území – mapový list ZM10 Beroun 12-41-08 (Zpracováno s využitím ARCDATA Praha, 2003; Geoportál ČÚZK, 2010)

3.2.1 Fyzickogeografická charakteristika

Oblast lokality patří do klimatického regionu č. 4 MT1 – mírně teplého a mírně vlhkého s průměrnou roční teplotou 7 – 8,5 °C a s průměrným ročním úhrnem srážek 450 – 550 mm (Geoportál sowacgis, 2013). Hydrologicky spadá širší okolí Loděnice do povodí 3. řádu řeky Berounky. Hlavním tokem je potok Loděnice, který ústí severozápadně od Srbska do řeky Berounky. Levostranným přítokem je Krahulovický potok, pravostranným přítokem Přílepský potok. Průměrný roční průtok Loděnice je 0,64 m³s⁻¹ (ČHMÚ, 2014). Z důvodu nedostatečné kapacity koryta potoka Loděnice o maximálním možném průtoku

40 – 50 m³s⁻¹ je údolní niva, ve které leží obec Loděnice, často zaplavována (Zatupitelstvo obce Loděnice, 2011).

Podle publikace Balatky a Kalvody (2006) – Geomorfologické členění reliéfu Čech – se zájmové území nachází z geomorfologického hlediska na území Poberounské subprovincie, v Brdské oblasti. Přibližně středem území prochází hranice mezi Zbirožskou a Karlštejnskou vrchovinou. Zbirožská vrchovina je tvořena převážně proterozoickými břidlicemi, droby, kambrickými porfiry a porfity a fytogeograficky spadá do okresu českého mezofytika, Křivoklátsko, které pokrývá největší část území Česka a tvoří přechod mezi teplomilnou a chladnomilnou květenou. Podloží Karlštejnské vrchoviny tvoří silurské břidlice, či silurské a devonské vápence a charakteristická je četnými jeskyněmi a vápencovými lomy. Převážná část Křivoklátské vrchoviny se nachází na území chráněné krajinné oblasti Český kras a celá patří do fytogeografického okresu Český kras, spadajícího již do českého termofytika osídlovaného převážně teplomilnými druhy rostlin (Demek a Mackovčín, 2006; Skalický, 1988). Soudy se vyskytují v nadmořských výškách od 260 do 400 m n. m.

Vlivem podloží se na území obce Loděnice již od 18. století těží vápenec a od konce 19. století se zde nachází vápenka propojená s lomy Na Branžovech jihovýchodně od obce. V současné době budovu vlastní firma Cemix, která zde provozuje cementárnu (Günter a Cozl, 1998).



Obrázek 6: Lom na Branžovech (vlevo; Geoportal ČÚZK, 2010) a budova cementárny Cemix (vpravo; Wikimedia Commons, 2014)

3.2.2 Půdní pokryv

Podle Komplexního průzkumu pokrývá mapový list ZM10 Beroun 12-41-08 zemědělský půdní fond (ZPF) přibližně ze 42,4 % (7,72 km² – Tabulka 3). Lesní porosty tvoří 44 % (8,01 km²) a plochy obcí 13,5 % (2,47 km²). Půdní typy ZPF dle KPP byly převedeny podle současně užívaného názvosloví Taxonomického klasifikačního systému půd (TKSP) (Němeček et al., 2001). Více než polovinu zemědělsky využívaných půd zastupují kambizemě a necelou čtvrtinu vzhledem k vápnitému podloží oblasti rendziny. Půdy klasifikované během KPP jako rendziny (RA) označují podle dnešního klasifikačního systému Němečka et al., (2001) rendziny a pararendziny. Podle aktuální půdní mapy 1 : 50 000 se však na mapovém listu ZM10 Beroun 12-41-08 vyskytují pouze rendziny. V 14 % se vyskytují hnědozemě a ve 12 % fluvizemě, převážně podél vodních toků. Na severozápadě území byla zaznamenána malá plocha s pseudoglejem (pouze 0,08 km²), který byl pro následné analýzy z důvodů příliš malé rozlohy vyřazen. Rozložení jednotlivých půdních typů, lesů a obcí zobrazuje Obrázek 7.

Tabulka 3: Využití půdy ZM10 Beroun 12-41-08, půdní typy a jejich rozloha (Zpracováno podle VÚMOP, 2012)

TYP LAND-USE	ROZLOHA [km ²]
ZPF	7,72
<i>Kambizem</i>	3,92
<i>Hnědozem</i>	1,11
<i>Fluvizem</i>	0,94
<i>Rendzina</i>	1,67
<i>Pseudoglej</i>	0,08
Les	8,01
Ostatní	2,47

Stručná charakteristika půdních typů mapového listu ZM10 Beroun 12-41-08 dle Atlasu půd České republiky (Kozák et al., 2009):

KAMBIZEM

Půdy se stratigafií O-Ah nebo Ap-Bv-IIC s kambickým hnědým (braunifikovaným) horizontem, které se tvoří hlavně ve svažitých podmínkách pahorkatin, vrchovin a hornatin, na sypkých substrátech i v rovinatém reliéfu. Kambizemě jsou charakteristické vznikem na pestrém spektru půdních substrátů, který podmiňuje jejich rozmanitost z hlediska trofismu, zrnitosti a skeletovitosti.

RENDZINA

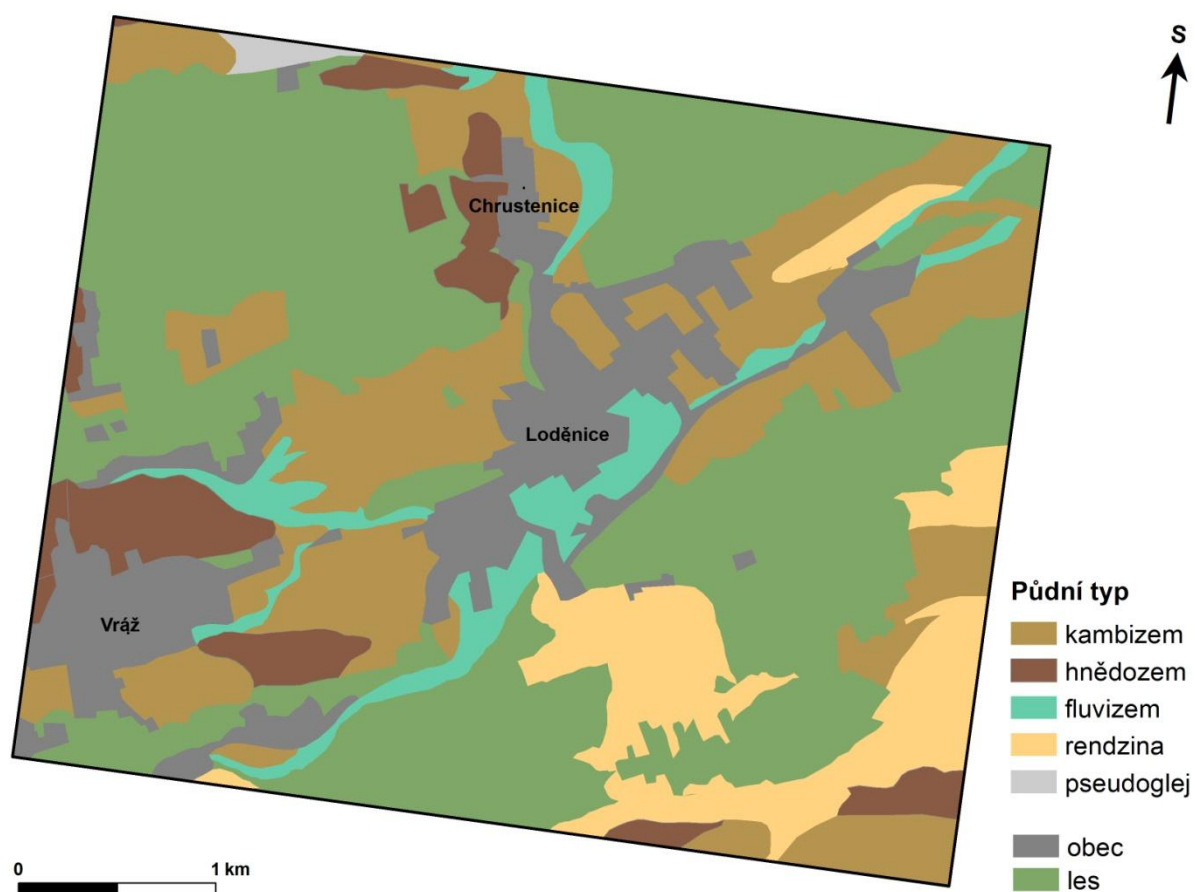
Půdy se stratigrafií O-Ah či Am nebo Ap-Crk-Rk, vyvinuté ze skeletovitých rozpadů karbonátových hornin. Na území Česka jsou rendziny zastoupeny jen v omezené míře v oblastech s výskytem vápenců.

HNĚDOZEM

Hnědozemě se tvoří typicky v rovinatém či mírně zvlněném reliéfu spraší, prachovic a polygenetických hlín. Vyznačují se přítomností vysvětleného aluviálního horizontu Ev v podloží humusového horizontu, který přechází do jílem obohaceného hnědého luvického horizontu s hnědými povlaky pedů.

FLUVIZEM

Fluvizemě vznikají v nivách řek a potoků z povodňových sedimentů. Charakterizují je fluvické znaky – vrstevnatost a nepravidelné rozložení organických látek často až do hloubky 0,6 m.

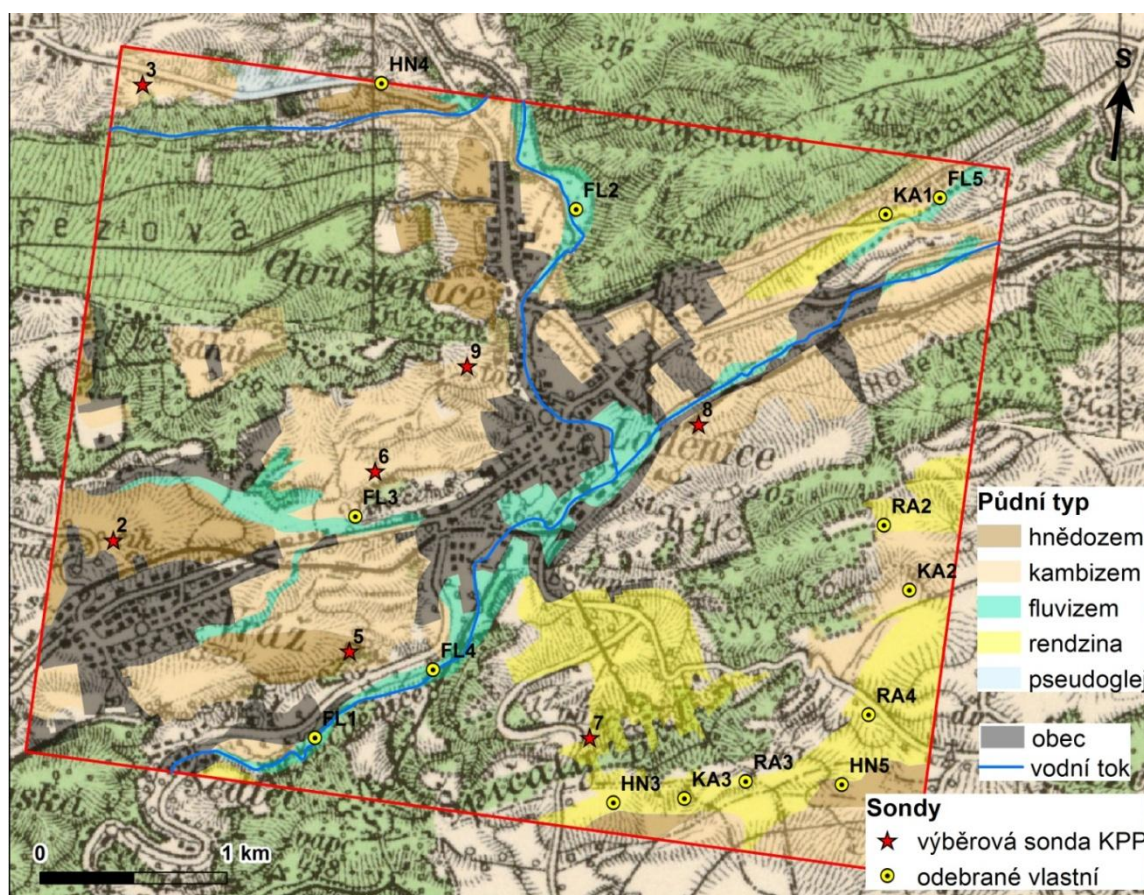


Obrázek 7: Půdní typy zemědělských půd ZM10 Beroun 12-41-08 (Zvektorizováno na základě podkladů VÚMOP, 2012)

Z důvodů přítomnosti výrazného podílu rendzin se vybrané území vyznačuje v některých částech relativně vysokou skeletovitostí – přibližně 20 % ZPF je podle charakteristiky bonitačních půdně ekologických jednotek (BPEJ) středně až silně skeletovitých s celkovým obsahem více než 25 % skeletu. Podle BPEJ jsou nejvíce zastoupeny hlavní půdní jednotky 26 (40 % – kambizemě modální na břidlicích, převážně středně těžké a středně skeletovité) a 41 (17 % – půdy se sklonem > 12° s různou texturou i skeletovitostí, kambizemě, rendziny, prararendzinym, rankery, ...) (Česko Vyhláška 327/1988).

3.2.3 Land-use a jeho změna

Při porovnání půdního pokryvu v současnosti, v letech 1952, během půdního průzkumu KPP v 60. letech 20. století a v době III. vojenského Františsko – josefského mapování v letech 1877 – 1880 (OLDMAPS.GEOLAB.CZ, 2010) lze zjistit, že místa odběru půdních vzorků, jsou již od konce 19. století trvale zemědělsky využívána. Vymezení ZPF v době III. vojenského mapování na Obrázku 8 přibližně odpovídá dnešnímu stavu.



Obrázek 8: Mapa II. Vojenského mapování Františsko – josefského s překryvem půdní mapy území a místy odběru půdních vzorků (Zpracováno s využitím INSPIRE GeoPortal, 2014; ARCDATA Praha, 2003 a VÚMOP, 2012)

Jako podklad pro Komplexní průzkum půd byly použity v dané oblasti mapy Ústřední správy geodesie a kartografie 1 : 10 000 z roku 1952, z kterých je možné vyčíst land-use v 50. letech 20. století. Informace o využití půdy v době odběru v 60. letech 20. století se nachází v polních půdních záznamech KPP a v Tabulce 4 jsou zařazeny i informace o současném stavu (2013). Z Tabulky 4 lze zaznamenat u deseti lokalit z dvaceti jedna přeměnu orné půdy na trvalé travní porosty.

Tabulka 4: Vývoj land-use v místech odběru půdních vzorků. Porovnání III. vojenské mapování (1877-1880), mapové podklady z roku 1952, záznamy z KPP (1968) a současný stav (2013)

Sonda	III. VM ¹	1952	1968	2013	Sonda	III. VM	1952	1968	2013
V2	ZPF	OP	OP	OP	FL5	ZPF	OP	ZPF	OP
V3	ZPF	OP	OP	TTP	HN3	ZPF	OP	ZPF	TTP
V5	ZPF	OP	OP	OP	HN4	ZPF	OP	ZPF	OP
V6	ZPF	OP	OP	TTP	HN5	ZPF	OP	ZPF	OP
V7	ZPF	OP	TTP	TTP	KA1	ZPF	OP	ZPF	OP
V8	ZPF	OP	OP	TTP	KA2	ZPF	OP	ZPF	TTP
V9	ZPF	OP	OP	TTP	KA3	ZPF	OP	ZPF	OP
FL1	ZPF	OP	ZPF	TTP	RZ2	ZPF	TTP	ZPF	TTP
FL2	ZPF	OP	ZPF	TTP	RZ3	ZPF	OP	ZPF	OP
FL3	ZPF	OP	ZPF	TTP	RZ4	ZPF	OP	ZPF	OP
FL4	ZPF	TTP	ZPF	TTP					

¹ III.VM = III. Vojenské mapování (1877-1880); ZPF = zemědělský půdní fond, TTP = trvalé travní porosty, OP = orná půda

V2 – V9 = výběrové sondy KPP, vlastní odběry: FL = fluvizem, HN = hnědozem, KA = kambizem, RZ = rendzina

3.3 Odběr vzorků

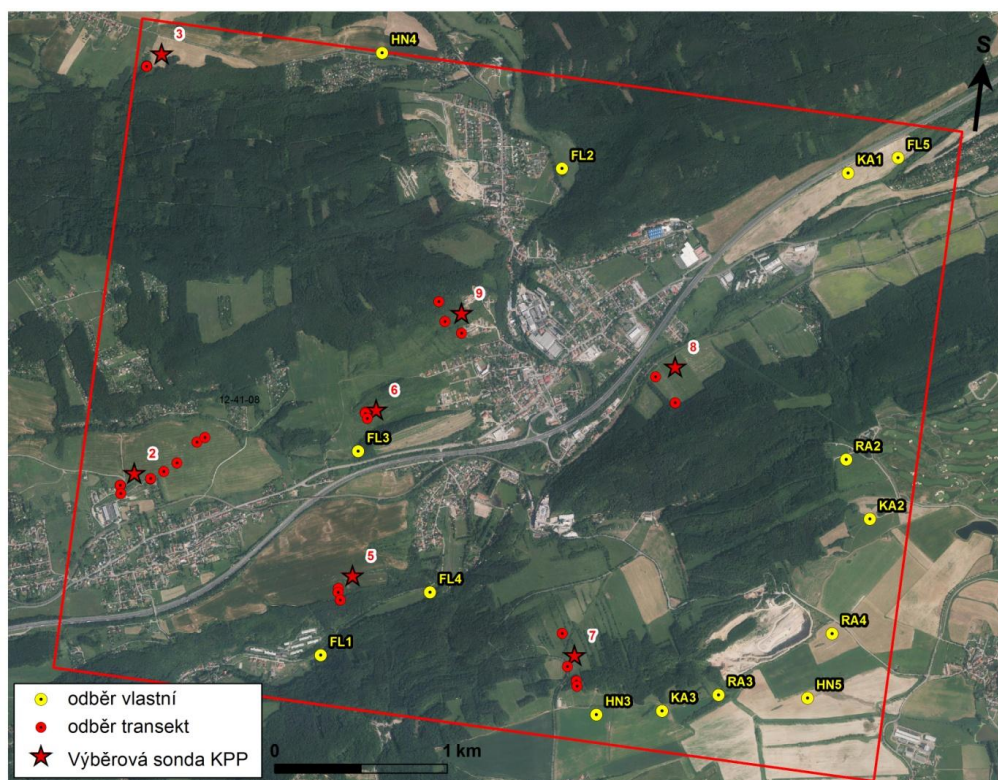
Vzorky byly postupně odebírány v září a říjnu 2012 a v květnu a červnu 2013. Místa odběru výběrových sond KPP byla určena nejprve na základě jejich nepřesného zakreslení v pracovních mapách a poté v terénu blíže specifikována s ohledem na výběr reprezentativního místa možného odběru a jejich vhodnost byla ověřena půdní sondýrkou. Poté byla v místě vykopána čtvercová sonda o rozměrech cca 40x40 cm. Nejdříve do hloubky svrchního půdního horizontu a následně do 50 cm (Obrázek 9).

V rámci průzkumu KPP nebyly odebírány směsné vzorky, ale pouze vzorky v rámci kopané sondy. V souladu s touto metodikou byl vždy odebrán z každého horizontu jeden porušený vzorek smíchaný z horní, střední a spodní části horizontu. Ve střední části hloubky horizontu byl dále odebrán neporušený půdní vzorek s využitím Kopeckého válečku pro stanovení objemové hmotnosti, porušený vzorek na určení skeletovitosti a zrnitosti.



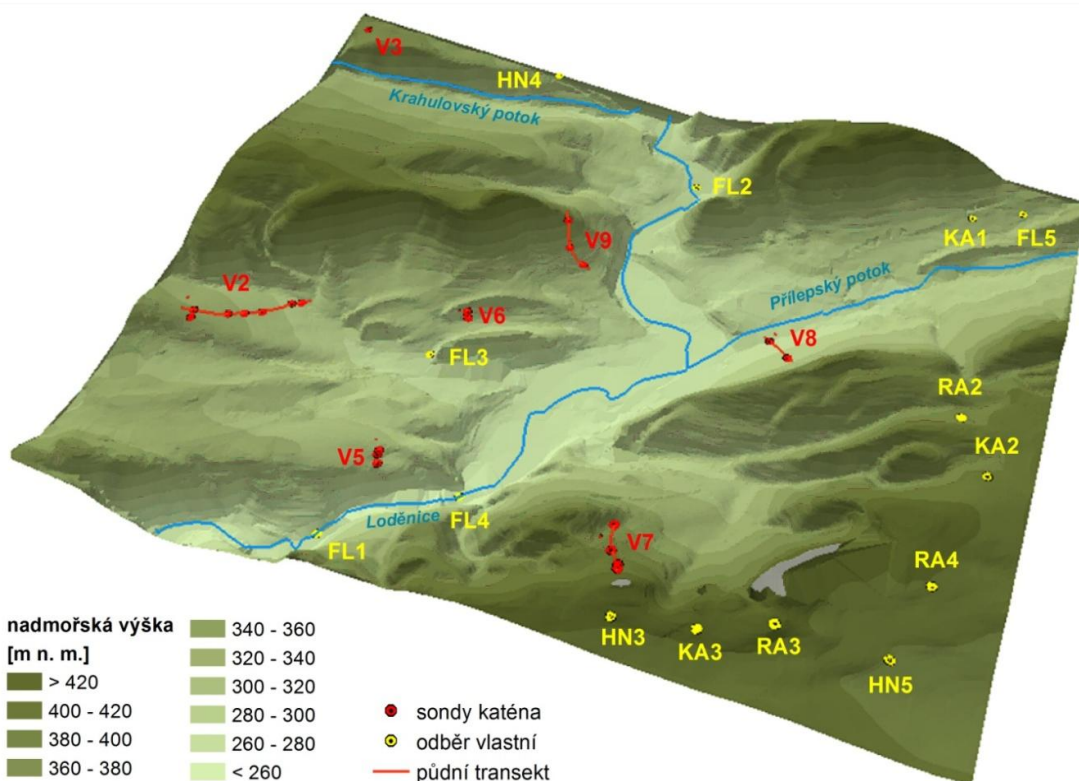
Obrázek 9: Ukázka jedné z kopaných půdních sond v rámci průzkumu (foto autorka)

Jak již bylo řečeno výše v rámci mapového listu ZM10 Beroun 12-41-08 bylo během prací KPP umístěno „pouze“ sedm výběrových sond (*výběrová sonda KPP*). Pro podrobnější průzkum celkové zásoby půdního uhlíku zemědělských půd a jeho variability na celé rozloze mapového listu byly dále odebrány v rámci každé výběrové sondy půdní katény (*odběr transekt*) a síť vzorků byla zahuštěna o další odběry s ohledem na rovnoměrné zastoupení všech přítomných půdních typů (*odběr vlastní* – Obrázek 10). U všech míst odběru byly zaznamenány GPS souřadnice.



Obrázek 10: Půdní odběry list ZM Beroun 12-41-08 (Zpracováno s využitím Geoportál ČÚZK, 2010)

3.4 3D model území a odběru vzorků



Obrázek 11: 3D model území a odběru půdních vzorků (Zpracováno s využitím ARCDATA Praha, 2003; ČÚZK, 2010)

3.5 Příprava vzorků

Postup přípravy půdních vzorků byl totožný s metodikou zavedenou během Komplexního průzkumu půd. Pro stanovení oxidovatelného uhlíku, zrnitosti a skeletovitosti byly porušené půdní vzorky vysušeny na vzduchu při laboratorní teplotě. Vzorky pro stanovení skeletovitosti byly ponechány ve vysušeném stavu bez dalších úprav, zatímco vzorky pro určení Cox a zrnitosti byly dále upravovány. Za účelem získání jemnozemě II byl ze vzorků odebrán větší skelet a rostlinné zbytky. Půdní vzorky byly opatrně rozmělněny ve třecí misce, aby nedošlo k rozdrčení skeletu, a prosáty sítím o velikosti ok 2 mm. Následně byla malá část vzorku odebrána a prosátím přes síto o velikosti 0,25 mm byla získána jemnozem II potřebná pro analýzu Cox.

Práce s neporušenými půdními vzorky pro stanovení objemové vlhkosti je popsána v kapitole 3.6.1.

3.6 Analýza vzorků

3.6.1 Objemová hmotnost a skeletovitost

K určení skeletovitosti půd se v mnoha případech využívá pouhého odhadu v terénu. Jedná se často o nepřesný a subjektivní údaj. Během KPP byla skeletovitost určována právě vizuálně a po ukončení KPP byl publikován generalizovaný kartogram skeletovitosti 1 : 50 000 pro celou Českou republiku (Němeček et al., 1967). U současných vzorků byla přibližná skeletovitost zjištěna s využitím odměrného válce s vodou. Do odměrného válce o objemu 1 000 cm³ byla vsypána frakce > 2 mm, zalita známým množstvím vody a po odstranění bublin byl objem skeletu a vody odečten na válci. To samé bylo provedeno s frakcí < 2 mm (nebyl předem znám celkový objem vzorku) a byl zjištěn poměr objemu frakce > 2 mm k celkovému objemu vzorku (Valla et al., 2008). I u tohoto způsobu je třeba zdůraznit, že se jedná opět o přibližný údaj, jelikož vzorku bylo odebráno pouze omezené množství (cca 0,5 kg).

Objemová hmotnost půdy vyjadřuje hmotnost jednotky objemu půdy v neporušeném stavu – zahrnuje jak pevné částice, tak póry vyplněné vzduchem a vodou. Objemová hmotnost redukováná udává hmotnost jednotky objemu půdy vysušené a neporušené (Vopravil et al., 2010). Objemová hmotnost byla stanovena odběrem půdního vzorku pomocí Kopeckého válečku o známém objemu (100 cm³) a zaznamenáním hmotnosti neporušeného

vzorku (V_t). Poté byly válečky vysušeny při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti (m_s) a následně vypočtena objemová hmotnost suché půdy (ρ_d).

Výpočet podle rovnice (Fulajtár, 2006):

$$\rho_d = \frac{m_s}{V_t}$$

Kde: ρ_d je objemová hmotnost suché půdy [g.cm^{-3}]

m_s je hmotnost suchého vzorku půdy [g]

V_t je objem neporušeného vzorku půdy [cm^3].

3.6.2 Obsah oxidovatelného uhlíku (modifikovaná Tjurinova metoda)

Principem modifikované Tjurinovy metody ke stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku v půdě, je oxidace organické hmoty ve vzorku přebytkem chromsírové směsi (dichroman draselný v kyselině sírové). Množství dichromanu draselného, které nebylo spotřebováno, je stanoveno Mohrovou solí (síran železnato-amonný). Konec titrace je detekován potenciometricky tzv. titrací do mrtvého bodu (Zbíral et al., 2004).

Postup samotné laboratorní analýzy začíná navážením 0,2 – 0,4 g jemnozeme II do 50 ml kádinky, přesným zapsáním navážky a přidáním 10 ml chromsírové směsi (v případě vysokého obsahu organiky lze poměr změnit a vzorec pro výpočet upravit). Do tří kádinek se odměří 10 ml chromsírové směsi na slepý pokus. Kádinky se přikryjí hodinovými skly a na 45 minut se vloží do pece vyhřáté na 125 °C. Poté se nechají vychladnout a obsah se dle potřeby zředí destilovanou vodou. Po zasunutí elektrod se za stálého míchání titrují roztokem Mohrovy soli do trvalého vychýlení na galvanometru. Na byretě s Mohrovou solí se odečte její spotřeba v ml (Zbíral et al., 2004). Obsah humusu lze posoudit podle Tabulky 5.

Výpočty (Zbíral et al., 2004):

(I) Faktor Mohrovy soli: $f = 40/a$

(II) Obsah oxidovatelného uhlíku: $\text{Cox} = (12 - 0,3 \cdot S \cdot f) \cdot 100/N$ [%]

(III) Obsah humusu: $\% \text{ humusu} = 1,724 \cdot \text{Cox}$

Kde: f ...faktor Mohrovy soli

a ...spotřeba Mohrovy soli při titraci slepého vzorku (ml)

S ...spotřeba Mohrovy soli při titraci vzorku (ml)

N ...navážka vzorku (mg)

1,724...Welteho koeficient (hodnota odvozena z obvyklého obsahu C v SOM = 50-58 %)

Tabulka 5: Hodnocení obsahu humusu (Tjurinova metoda) (Vopravil et al., 2010)

Cox (%)	humus (%)	Hodnocení
< 0,6	< 1	velmi nízký
0,6 - 1,1	1,0 - 2,0	nízký
1,1 - 1,7	2,0 - 3,0	střední
1,7 - 2,9	3,0 - 5,0	vysoký
> 2,9	> 5	velmi vysoký

3.6.3 Zrnitostní složení

Stanovení zrnitostního složení půdního vzorku probíhá dispergací půdních částic s alkalickým roztokem (tzv. dispergační činidlo – $\text{NaPO}_3)_6$. Suspenze se zředí na objem 1 000 ml, promíchá a nechá volně sedimentovat. Během KPP byla používána pipetovací metoda, jejíž výsledky jsou srovnatelné se zvolenou hustoměrnou metodou. Obě metody spadají do stejné klasifikace ISO 11277. Aby bylo zastoupení jednotlivých frakcí porovnatelné s KPP, byla frakce < 2 μm převedena na používanou hranici během KPP < 1 μm podle rovnice $y = 1,1503x + 2,3676$ (Němeček et al., 2001).

Konkrétně bylo zrnitostní složení určeno podle Zbírala et al. (2004) navážením jemnozeme I a přelitím 200 ml destilované vody. Na každých 10 g jemnozeme I bylo přidáno 10 ml dispergačního činidla a suspenze se jednu hodinu vařila za občasného míchání. Po vychladnutí byl obsah misek převeden do sedimentačního válce a doplněn vodou do objemu 1 000 ml. Minutu před začátkem sedimentace se obsah válce promíchá. V okamžiku vyjmutí míchadla začíná sedimentace a do válce se opatrně vloží hustoměr. Zaznamenávají se časy sedimentace 30s, 1 min, 2 min, 5 min, 15 min, 45 min, 2 hod, 5 hod a 24 hod a měří se teplota (Valla et al., 2004). Hodnocení výsledků je možné dle Tabulky 6.

Tabulka 6: Zrnitostní rozbor (Sirový et al., 1967)

I. kategorie (%)	Půdní druh	
0 – 10	píščitá	lehká
10 – 20	hlinitopíščitá	
20 – 30	píščitohlinitá	střední
30 – 45	hlinitá	
45 – 60	jílovitohlinitá	těžká
60 – 75	jílovitá	
> 75	jíl	

3.7 Zpracování dat

3.7.1 Výpočet zásoby uhlíku

Pro výpočet zásoby uhlíku v půdě byl použit vzorec Batjese (1996), který byl i použit pro výpočet zásoby uhlíku v mapě Šefrny a Janderkové (2007):

$$T_i = \rho_i C_i H_i (1 - P_i)$$

Kde: T_i je celkové množství organického uhlíku ve vrstvě i (t ha^{-1})

ρ_i je objemová hmotnost vrstvy i (g cm^{-3})

C_i je obsah organického uhlíku ve vrstvě i (%)

H_i je mocnost vrstvy i (m)

P_i je objem frakce hrubých částic $> 2 \text{ mm}$ (%)

Obsah uhlíku v půdě byl následně převeden na kg C m^{-2} .

3.7.2 Objemová hmotnost a pedotransferové funkce

Pro výpočet zásoby uhlíku v půdě je kromě údajů uvedených v analytické charakteristice výběrových sond KPP (zrnitostní složení a Cox) potřeba také znalost skeletovitosti a objemové hmotnosti půdy (Batjes, 1996). Skeletovitost byla v rámci KPP odhadována vizuálně a její zhodnocení je v polních záznamech uvedeno. Údaje o objemové hmotnosti se však objevují pouze u speciálních sond. Pro výpočet je tedy jejich hodnotu nutné zjistit buď opětovným odběrem vzorků přímo v terénu, nebo se jí pro odstranění vlivu časové proměnlivosti pokusit odhadnout.

Odvodit hodnotu objemové hmotnosti lze na základě dlouhodobých půdních pozorování a průměrných hodnot pro jednotlivé půdní typy. Zatím nepublikovaný seznam průměrných objemových hmotností pro jednotlivé hlavní půdní jednotky BPEJ, odvozený od zjištěných průměrných hodnot ze speciálních sond KPP, byl autorce poskytnut Ing. Pavlem Novákem z VÚMOP (Novák, 2013). Jelikož je objemová hmotnost půdy úzce spojena s její pórovitostí, tedy hlavně s texturou půdy a obsahem organického uhlíku (Brady a Weil, 2008), lze dále pro její odhad využít tzv. pedotransferové funkce – statistické regresní rovnice, které vyjadřují vztahy mezi půdními vlastnostmi. Lze tak z dat, která máme, získat data potřebná, či která jsou obtížně získatelná a chybí. Čím více vstupních údajů je k dispozici, tím se odhad hledané půdní vlastnosti zpřesňuje (Bouma, 1989). Hollis et al. (2012) se ve své studii

zaměřili na vývoj metody pro předpověď objemové hmotnosti ze základních půdních vlastností, které jsou běžně k dispozici z půdních průzkumů napříč celou Evropou. Tři uváděné metody byly použity i v této práci pro odhad objemové hmotnosti a následně byla posouzena jejich vhodnost.

(1) Manrique a Jones (1991)

$$\rho_d = 1,66 - 0,318 \cdot \text{Cox}^{1/2}$$

(2) Tranter et al. (2007)

$$\rho_d = \frac{100}{\left(\frac{\text{humus \%}^*}{0,224}\right) + \frac{(100 - \text{humus \%})}{\rho_h}}$$

* humus % = Corg * 1,72

Kde:

A horizont:

$$\rho_h = 1,3406 + 0,0031 \cdot \text{písek \%} + (38,6530 - \text{písek \%})^2 \cdot (-0,000021) + 0,05880 \cdot \log \text{hloubky půdy}$$

B horizont:

$$\rho_h = 1,2818 + 0,0032 \cdot \text{písek \%} + (0,0049 - \text{písek \%})^2 \cdot (-0,000017) + 0,01689 \cdot \log \text{hloubky půdy}$$

(3) Hollis et al. (2012)

A horizont

$$\rho_d = 1,07849 - (2,3988E - 10 \cdot \text{EXP}(1,75459 \cdot \text{humus \%})) + (0,004143 \cdot \text{písek \%}) + (0,003741 \cdot \text{jíl \%})$$

B horizont

$$\rho_d = 0,38502 - (1,04817 \cdot \text{EXP}(-0,070638 \cdot \text{humus \%})) + (0,00090 \cdot \text{písek \%}) - (0,000715 \cdot \text{jíl \%})$$

3.7.3 Statistická analýza

Pro statistické zpracování byl použit program Statistica 12 (Statsoft). Vývoj vybraných půdních vlastností v čase byl zhodnocen pomocí základní statistiky (průměr, medián, maximum, minimum, rozptyl, směrodatná odchylka) a párového t-testu. Pro párový t-test byla stanovena hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Párový t-test se stejnou hladinou významnosti byl využit i pro porovnání změny zásoby půdního uhlíku v čase.

Při porovnávání změřených, odhadnutých a vypočtených objemových hmotností nebylo ani transformací dat dosaženo normality dat u všech souborů, proto byl využit Kruskal-Wallisův test (tzv. neparametrická ANOVA, vícevýběrový test o shodě mediánů) a dále byla využita korelační matice. Pro všechny statistické analýzy byla opět stanovena hladina významnosti $\alpha = 0,05$.

Vliv půdního typu na vybrané půdní vlastnosti (obsah Cox, objemovou hmotnost a skeletovitost) byl analyzován pomocí jednofaktorové analýzy rozptylu ANOVA na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

3.7.4 Mapové zpracování

Mapové výstupy a profily katén byly zpracovány prostřednictvím programu ArcMap 10.2.

4 Výsledky

4.1 Výběrové sondy KPP

V rámci mapového listu ZM 10 Beroun 12-41-08 bylo lokalizováno během Komplexního průzkumu půd celkem 7 výběrových sond. Charakteristiky půdních analýz, které byly využity pro výpočet zásoby uhlíku v půdě, zobrazuje Tabulka 7. Černou barvou jsou zaznamenány hodnoty naměřené v roce 1968 během KPP a červeně nově naměřené hodnoty v roce 2013. Zhodnocení zjištěné variability v čase a výpočet zásoby půdního uhlíku následují v dalších kapitolách.

Tabulka 7: Vybrané charakteristiky sedmi výběrových sond KPP v mapovém listě ZM10 Beroun 12-41-08 pro rok 1968 (černě – data převzata z dokumentace KPP; VÚMOP, 2012) a během vlastních odběrů 2013 (červeně)

Sonda	Půdní typ	Land use		Horizont (cm) ¹		Půdní druh		Cox [%]		Skelet [%]		ρ_d [g cm ⁻³]	ρ_d (skelet) ²
		1968	2013	1968	2013	1968	2013	1968	2013	1968	2013		
V2	HN	OP	OP	0-23	0-31	jh	h	1,50	1,03	0	7,52	1,697	1,569
				23-54	31-50	jh	jh	0,29	0,29	0	8,00	1,658	1,525
V3	KA	OP	TTP	0-26	0-26	jh	h	1,39	2,16	10-25	28,50	1,584	1,133
				26-54	26-50	jh	jh	0,47	0,33	10-25	35,20	1,791	1,161
V5	HN	OP	OP	0-23	0-28	jh	h	1,05	1,19	5-10	0,00	1,725	1,725
				23-60	28-50	jh	jh	0,27	0,37	5-10	0,00	1,742	1,742
V6	KA	OP	TTP	0-24	0-26	h	h	1,19	1,39	10-25	11,71	1,751	1,546
				24-40	26-50	h	h	0,93	0,80	10-25	18,23	1,745	1,427
				40-60	-	h	-	0,56	-	10-25	-	-	-
V7	RZ	TTP	TTP	0-20	0-20	h	ph	1,39	2,64	25-50	10,00	1,428	1,285
				20-60	20-50	h	ph	0,46	0,96	25-50	19,80	1,356	1,088
V8	KA(g)	OP	TTP	0-22	0-23	jh	h	2,03	1,54	25-50	13,60	1,659	1,433
				22-58	23-50	jh	h	0,47	0,32	25-50	19,23	1,526	1,233
V9	KA	OP	TTP	0-18	0-22	h	ph	1,39	1,06	10-25	34,26	1,638	1,077
				18-45	22-50	h	h	0,47	0,36	10-25	32,00	-	-
				45-80	-	jh	-	0,32	-	10-25	-	-	-

¹ odběry 2013 pouze do 50 cm, uváděná hloubka B horizontu nevypovídá o skutečné hodnotě

² objemová hmotnost upravena o objemový podíl skeletu

4.2 Porovnání KPP a současného stavu

U půdních vlastností potřebných pro výpočty zásoby uhlíku v území, které obsahují zároveň polní záznamy výběrových sond z průzkumu KPP (Tabulka 7), byl zhodnocen vývoj v čase – mezi lety 1968 a 2013. Konkrétně se jedná o zrnitostní složení a obsah oxidovatelného uhlíku. Charakteristiky byly porovnány zvlášť pro A a B horizonty sedmi výběrových sond.

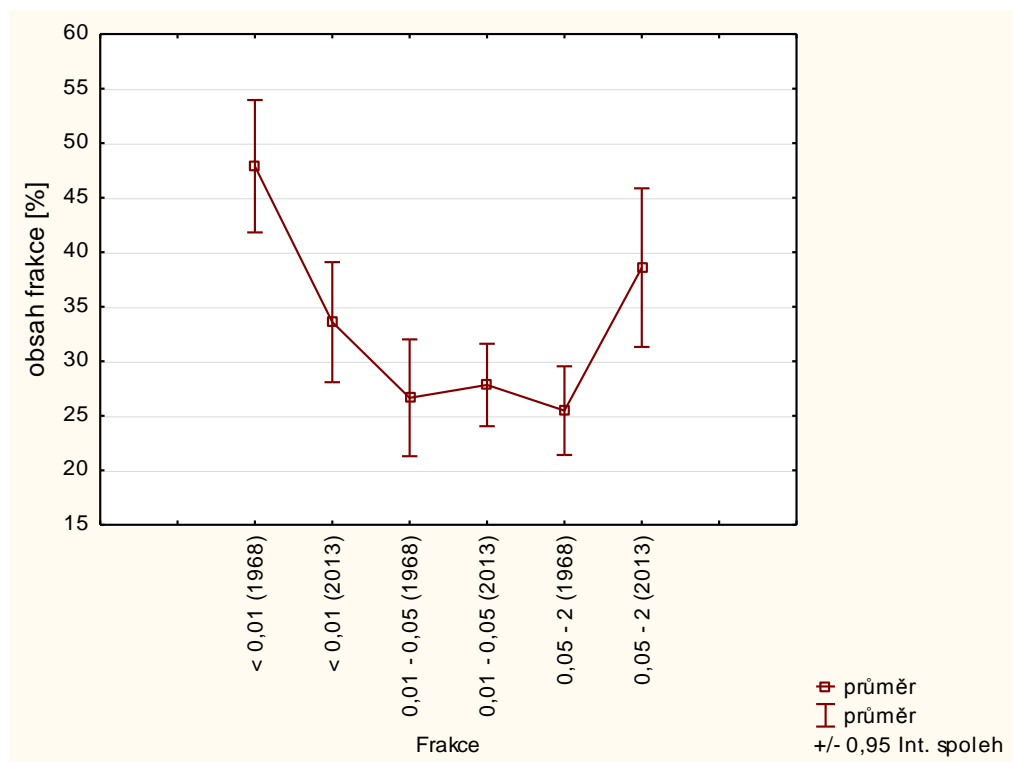
4.2.1 Zrnitostní složení

Zrnitostní složení jednotlivých výběrových sond, základní statistika a párový t-test porovnávající stav během KPP v roce 1968 a během odběrů v roce 2013 zobrazuje pro horizont A Tabulka 8 a pro horizont B Tabulka 9. Statisticky průkazný rozdíl byl zaznamenán v případě A horizontů u frakce < 0,01 mm (jílkaté částice), jejichž podíl poklesl u všech testovaných výběrových sond ve prospěch písčitých částic. U všech A horizontů byl proto zaznamenán v roce 2013 oproti roku 1968 posun o jednu třídu půdního druhu směrem k lehčím půdám. Statisticky průkaznou změnu zastoupení jílnatých a písčitých částic u A horizontů potvrzuje i Obrázek 12. Největší absolutní rozdíl se objevuje u sondy V6 (pokles jílnatých částic o 22,5 %) a V7 (nárůst písčitých částic o 22 %).

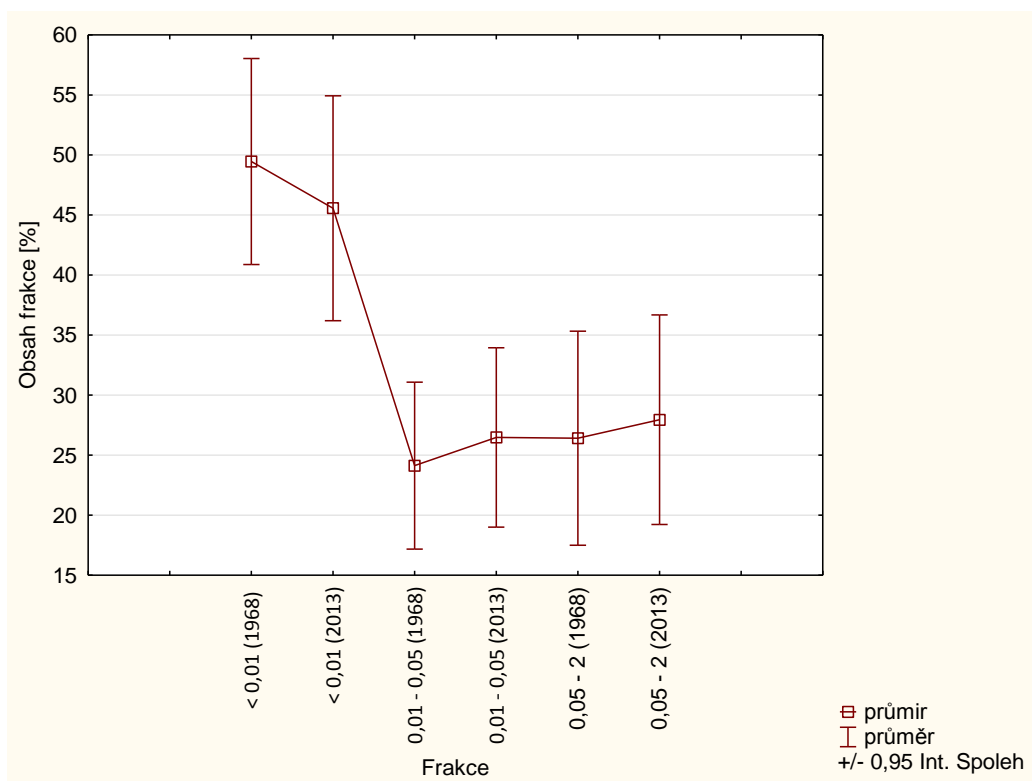
Tabulka 8: Zrnitostní složení horizontu A, základní statistika a zhodnocení vývoje v čase pomocí párového t-testu, sedm výběrových sond V2 – V9, porovnání rok 1968 (KPP) a rok 2013

VÝBĚROVÁ SONDA	PŮDNÍ FRAKCE [mm]						PŮDNÍ DRUH (1968/2013)
	< 0,01		0,01 - 0,05		0,05 - 2		
	1968	2013	1968	2013	1968	2013	
V2	49,3	35,54	32	30,76	18,7	33,7	jh/h
V3	49,1	34,4	26,4	28,89	24,5	36,71	jh/h
V5	55,9	44,64	23,1	29,78	21	25,58	jh/h
V6	54,1	31,62	16,1	31,15	29,8	37,23	jh/h
V7	42,1	28,73	30,4	21,66	27,5	49,61	h/ph
V8	47,7	34,2	26	22,22	26,3	43,58	jh/h
V9	37	25,97	32,5	30,34	30,5	43,69	h/ph
PRŮMĚR	47,9	33,6	26,6	27,8	25,5	38,6	
MAXIMUM	55,9	44,6	32,5	31,2	30,5	49,6	
MINIMUM	37,0	26,0	16,1	21,7	18,7	25,6	
SMODCH	6,6	6,0	5,8	4,1	4,4	7,9	
t	9,83436		-0,40257		-5,89584		
p	0,00006		0,70122		0,00106		

jh = jílovitohlinitá, h = hlinitá, ph = hlinitopísčítá



Obrázek 12: Graf průměrů zrnitostního složení a 95% intervalů spolehlivosti A horizontů sedmi výběrových sond – porovnání jednotlivých zrnitostních frakcí v roce 1968 (KPP) a 2013



Obrázek 13: Graf průměrů zrnitostního složení a 95% intervalů spolehlivosti B horizontů sedmi výběrových sond – porovnání jednotlivých zrnitostních frakcí v roce 1968 (KPP) a 2013

V případě B horizontů je v roce 2013 ve srovnání s odběry v roce 1968 na Obrázku 13 stále patrný mírný posun k lehčím půdám, u zrnitostního složení byla však zaznamenána již menší změna. Statisticky průkazná odchylka zjištěna nebyla a k posunu o třídu došlo pouze u B horizontů sond V7 a V8, u kterých byl naměřen spolu se sondou V5 největší pokles jílnatých částic (V5 = -10 %, V7 = -12 %, V8 = -6 %).

Tabulka 9: Zrnitostní složení horizont B, základní statistika a zhodnocení vývoje v čase pomocí párového t-testu, sedm výběrových sond V2 – V9, porovnání rok 1968 (KPP) a rok 2013

VÝBĚROVÁ SONDA	PŮDNÍ FRAKCE [mm]						PŮDNÍ DRUH (1968/2013)
	< 0,01		0,01 - 0,05		0,05 - 2		
	1968	2013	1968	2013	1968	2013	
V2	52,5	51,6	36,8	37,2	10,7	11,2	jh/jh
V3	58,5	58,3	20,5	17,0	21,0	24,8	jh/jh
V5	55,3	45,7	17,4	19,2	27,3	35,1	jh/jh
V6	38,0	40,4	21,1	34,5	40,9	25,1	h/h
V7	40,5	28,8	25,3	30,9	34,2	40,4	h/ph
V8	60,1	54,4	16,5	19,6	23,4	26,0	jh/h
V9	41,3	39,9	31,3	27,0	27,4	33,1	h/h
PRŮMĚR	49,5	45,6	24,1	26,5	26,4	28,0	
MAXIMUM	60,1	58,3	36,8	37,2	40,9	40,4	
MINIMUM	38,0	28,8	16,5	17,0	10,7	11,2	
SMODCH	9,3	10,1	7,5	8,1	9,6	9,4	
t	1,95907		-1,03109		-0,50752		
p	0,09782		0,34226		0,62990		

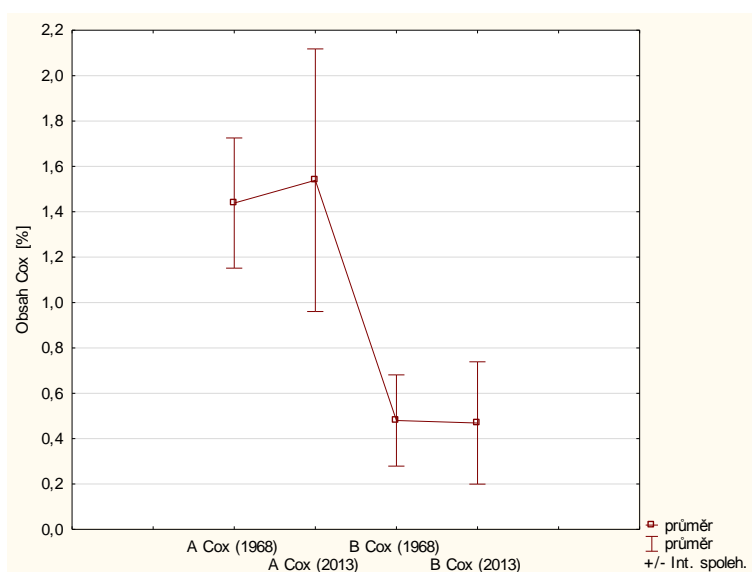
jh = jílovitohlinitá, h = hlinitá, ph = hlinitopísčítá

4.2.2 Obsah oxidovatelného uhlíku (Cox)

Hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku dosahují v roce 2013 širšího rozpětí oproti roku 1968 a mírného nárůstu v A horizontu (Tabulka 10 a Obrázek 14), nicméně na stanovené hladině spolehlivosti nebyl mezi testovanými roky zaznamenán statisticky významný rozdíl. Největší rozdíl by naměřen v A horizontu V7 (+ 55 %) a v B horizontech V2 (- 49 %) a V6 (+ 42,5 %).

Tabulka 10: Obsah oxidovatelného uhlíku v horizontu A a B, základní statistika a zhodnocení vývoje v čase pomocí párového t-testu pro sedm výběrových sond V2 – V9, porovnání let 1968 (KPP) a 2013

VÝBĚROVÁ SONDA	Cox [%]			
	A horizont		B horizont	
	1968	2013	1968	2013
V2	1,50	1,02	0,29	0,15
V3	1,52	2,16	0,47	0,33
V5	1,05	1,19	0,27	0,37
V6	1,39	1,16	0,46	0,80
V7	1,19	2,64	0,93	0,96
V8	2,03	1,54	0,47	0,32
V9	1,39	1,06	0,47	0,36
PRŮMĚR	1,44	1,54	0,48	0,47
MAXIMUM	2,03	2,64	0,93	0,96
MINIMUM	1,05	1,02	0,27	0,15
SMODCH	0,31	0,63	0,22	0,29
t	-0,371529		0,159422	
p	0,723010		0,878568	



Obrázek 14: Graf průměrů obsahu oxidovatelného uhlíku a 95% intervalů spolehlivosti A a B horizontů sedmi výběrových sond – porovnání jednotlivých zrnitostních frakcí v roce 1968 (KPP) a 2013

4.3 Objemová hmotnost

Pro výpočet zásoby uhlíku v půdě v roce 1968 během KPP chybí objemová hmotnost pro výběrové sondy, u kterých nebyla zjišťována. Byly zhodnoceny čtyři možné způsoby získání její hodnoty – průměrné hodnoty objemových hmotností pro jednotlivé hlavní půdní jednotky BPEJ (Novák, 2013) a objemové hmotnosti vypočtené pomocí tří pedotransferových funkcí (Manrique a Jones, 1991; Tranter et al., 2007; Hollis et al., 2012 – kapitola 3.1.2). Jako vstupní data pro výpočty bylo využito zrnitostní složení a obsah organického uhlíku v roce 1968 (Tabulka 11). U některých hlavních půdních jednotek, které se vyskytují na území, nebyly průměrné hodnoty objemových hmotností bohužel k dispozici a data jsou neúplná.

Tabulka 11: Objemové hmotnosti pro vzorky KPP (1968); zprůměrované hodnoty pro hlavní půdní jednotky (Novák, 2013) a hodnoty získané ze tří pedotransferových rovnic – Manrique a Jones (1991), Tranter et al. (2007), Hollis et al. (2012)

Sonda	Horizont A	Horizont B	Novák (2013)	Manrique, Jones (1991)	Tranter et al. (2007)	Hollis et al. (2012)
V2	0	23	1,30	1,27	1,27	1,26
	23	54	1,48	1,49	1,30	1,49
V3	0	26	1,16	1,27	1,29	1,25
	26	54	1,55	1,44	1,31	1,57
V5	0	23	1,49	1,33	1,33	1,27
	23	60	-	1,49	1,35	1,64
V6	0	24	1,30	1,29	1,32	1,31
	20	40	1,51	1,44	1,34	1,75
	40	60	-	1,42	1,32	1,66
V7	0	20	-	1,31	1,33	1,25
	20	60	-	1,35	1,29	1,66
V8	0	22	1,32	1,21	1,24	1,28
	22	58	1,44	1,44	1,31	1,59
V9	0	18	1,30	1,29	1,31	1,28
	18	45	1,51	1,44	1,32	1,63
	45	80	1,51	1,48	1,32	1,56

Pro zjištění současné objemové hmotnosti byly porovnány naměřené hodnoty opravené o objemový poměr skeletu (částice > 2 mm) a opět vypočtené hodnoty pomocí tří stejných pedotransferových funkcí jako v případě dat z KPP. Vstupní data byla v tomto případě nahrazena zrnitostním složením půd a obsahem organického uhlíku v roce 2013 (Tabulka 7). V Tabulce 12 se opět objevují pro srovnání údaje získané od Nováka (2013).

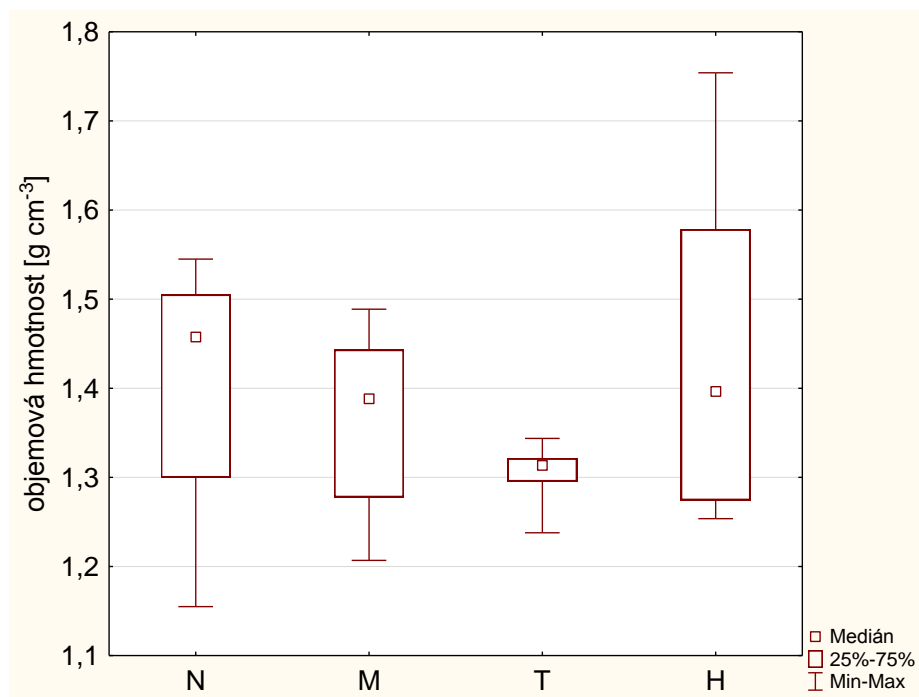
Tabulka 12: Objemové hmotnosti pro vzorky odebrané v roce 2013; vlastní odebrané objemové hmotnosti a opravené o objemový poměr skeletu, zprůměrované hodnoty pro hlavní půdní jednotky (Novák, 2013) a hodnoty získané ze tří pedotransferových rovnic – Manrique a Jones (1991), Tranter et al. (2007), Hollis et al. (2012)

Sonda	Horizont A	Horizont B*	Novák (2013)	ρ_d změřená (2013)	ρ_d změřená - bez skeletu (2013)	Manrique a Jones (1991)	Tranter et al. (2007)	Hollis et al. (2012)
V2	0	31	1,30	1,70	1,57	1,34	1,38	1,30
	31	50	1,48	1,66	1,53	1,54	1,32	1,50
V3	0	26	1,16	1,58	1,13	1,19	1,25	1,27
	26	50	1,55	1,79	1,16	1,48	1,33	1,61
V5	0	23	1,49	1,73	1,73	1,31	1,33	1,28
	23	50	-	1,74	1,74	1,47	1,35	1,70
V6	0	24	1,30	1,75	1,55	1,32	1,36	1,29
	24	50	1,51	1,75	1,43	1,38	1,28	1,59
V7	0	20	-	1,43	1,29	1,14	1,22	1,34
	20	60	-	1,36	1,09	1,35	1,29	1,72
V8	0	23	1,32	1,66	1,43	1,27	1,33	1,33
	23	50	1,44	1,53	1,23	1,48	1,33	1,60
V9	0	22	1,30	1,64	1,08	1,33	1,39	1,31
	22	50	1,51	1,58	1,07	1,47	1,35	1,69

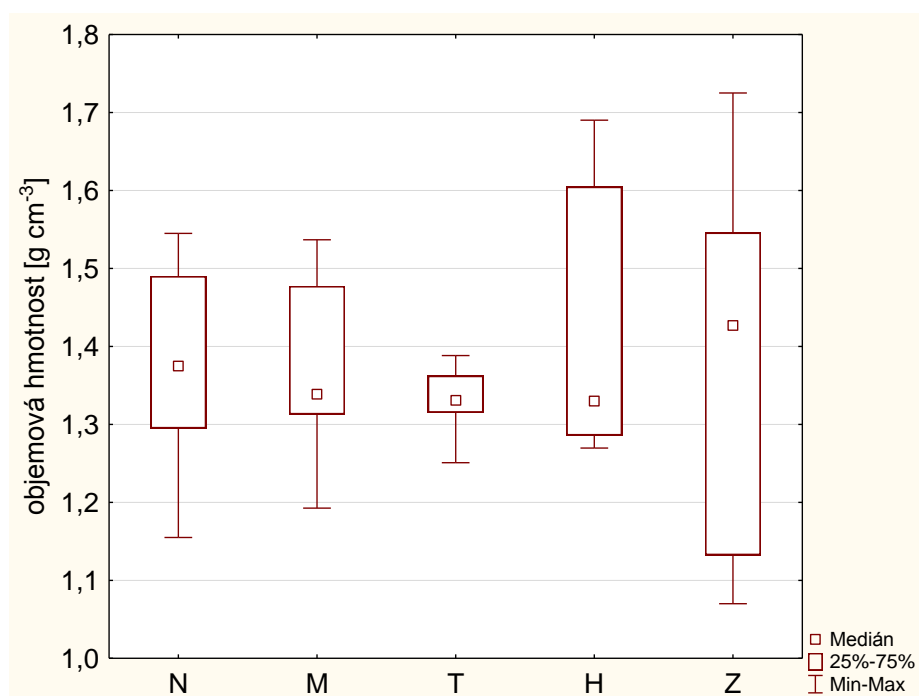
* odběry 2013 pouze do 50 cm, uváděná hloubka B horizontu nevyovídá o skutečné hodnotě

Všechny soubory objemových hmotností byly následně porovnány s využitím neparametrického Kruskal-Wallisova testu o shodě mediánů. Krabicové grafy pro objemové hmotnosti odvozené od dat KPP a soubor získaný od Nováka (2013) zobrazuje Obrázek 15. Nulovou hypotézu o shodě mediánů mezi soubory objemových hmotností nelze zamítnout ($p = 0,407$), mezi soubory nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$. Přesto lze pozorovat výrazné odlišnosti rozptylů u objemových hmotností získaných funkcemi Tranter et al. (2007) a Hollis et al. (2012).

Krabicové grafy pro objemové hmotnosti získané z dat vlastních odběrů v roce 2013 a průměrné hodnoty Nováka (2013) zobrazuje Obrázek 16. Kruskal-Wallisovým testem na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ opět nelze zamítnout nulovou hypotézu o shodnosti mediánů souborů ($p = 0,895$). Stejně jako v případě Obrázku 15 je i na Obrázku 16 viditelný velký rozdíl v maximálních a minimálních hodnotách jednotlivých souborů.



Obrázek 15: Výstup Kruskal-Wallisova testu o shodě mediánů. Krabicové grafy pro skupiny objemových hmotností odvozených od dat KPP (1968) a dle Nováka (2013) (N = Novák, 2013; M = Manrique a Jones, 1991; T = Tranter et al., 2007; H = Hollis et al., 2012)



Obrázek 16: Výstup Kruskal-Wallisova testu o shodě mediánů. Krabicové grafy pro skupiny objemových hmotností odvozených z dat 2013 a dle Nováka (2013). (N = Novák, 2013; M = Manrique a Jones, 1991; T = Tranter et al., 2007; H = Hollis et al., 2012; Z = změřené objemové hmotnosti opravené o obsah skeletu)

Aby bylo možné vybrat nejvhodnější funkci pro odvození objemové hmotnosti půdních vzorků, byla dále zhodnocena pomocí korelační matice síla vzájemných lineárních vztahů objemových hmotností pro vzorky KPP a vzorky odebrané v roce 2013 (Tabulka 13 a Tabulka 14). Červeně zvýrazněné korelace jsou statisticky významné na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$. Nejsilnější korelace byla v případě KPP zaznamenána mezi výsledky pedotransferových funkcí Manrique a Jones (1991) a Hollis et al. (2012). Tyto dvě pedotransferové funkce významně korelují i s průměrnými hodnotami odvozenými od hlavních půdních jednotek BPEJ (Novák, 2013). Funkce Trantera et al. (2007) dosahuje s ostatními nejslabších korelací, proto se autorce jeví jako nejméně vhodná (Tabulka 13).

Tabulka 13: Korelační matice pro objemové hmotnosti ze vzorků KPP; průměrné hodnoty hlavních půdních jednotek (Novák, 2013) a hodnoty získané ze tří pedotransferových funkcí – Manrique a Jones (1991), Tranter et al. (2007), Hollis et al. (2012). Červeně zvýrazněné korelace jsou statisticky významné na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$.

OBJEMOVÁ HMOTNOST DLE:	Novák (2013)	Manrique, Jones (1991)	Tranter et al. (2007)	Hollis et al. (2012)
Novák (2013)	1,000	0,829	0,553	0,762
Manrique a Jones (1991)	0,829	1,000	0,637	0,861
Tranter et al. (2007)	0,553	0,637	1,000	0,573
Hollis et al. (2012)	0,762	0,861	0,573	1,000

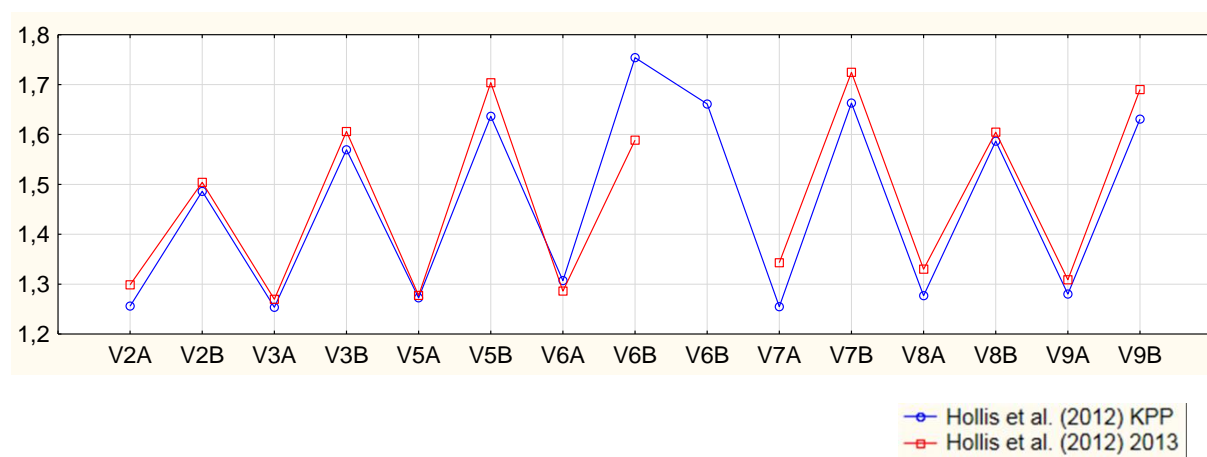
Objemové hmotnosti změřené v terénu během odběru vzorků autorkou v roce 2013 opravené o obsah skeletu byly korelovány opět s průměrnými hodnotami (Novák, 2013) a s třemi pedotransferovými funkcemi (Tabulka 14). Změřené objemové hmotnosti bez skeletu s ostatními významně nekorelují, nejsilnější je vztah s funkcí Hollise et al. (2012), kde dosahuje korelace nepřímé závislosti $r = -0,416$.

Tabulka 14: Korelační matice pro objemové hmotnosti vzorků odebraných 2013; hodnoty změřené v terénu a opravené o obsah skeletu, hodnoty získané ze tří pedotransferových funkcí na základě rozborů vlastních vzorků z roku 2013 – Manrique a Jones (1991), Tranter et al. (2007), Hollis et al. (2012) a průměrné hodnoty HPJ BPEJ (Novák, 2013). Červené korelace jsou statisticky významné na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$.

OBJEMOVÁ HMOTNOST DLE:	Novák (2013)	změřená bez skeletu (2013)	Manrique, Jones (1991)	Tranter et al. (2007)	Hollis et al. (2012)
Novák (2013)	1,000	0,091	0,781	0,012	0,757
změřená bez skeletu (2013)	0,091	1,000	-0,124	0,055	-0,416
Manrique a Jones (1991)	0,781	-0,124	1,000	0,194	0,808
Tranter et al. (2007)	0,012	0,055	0,194	1,000	-0,134
Hollis et al. (2012)	0,757	-0,416	0,808	-0,134	1,000

Obrázek 17 porovnává předpokládanou změnu objemové hmotnosti mezi lety 1968 a 2013. Aby bylo umožněno data z KPP (1968) a z vlastních odběrů v roce 2013 porovnat, byla na ně aplikována z důvodů blíže popsanych v diskuzi (kapitola 5.2) stejná funkce a to Hollise et al. (2012). Data Nováka (2013) nebyla použita pro jejich neúplnost.

Vzhledem k posunu zrnitostních kategorií směrem k lehčím půdám s nižším obsahem jílnatých částic, tedy i menšímu objemu pórů, je viditelný u většiny výběrových sond mírný nárůst objemových hmotností mezi lety 1968 a 2013. Tento posun ale není při statistickém porovnání skupin objemových hmotností párovým t-testem statisticky průkazný. Na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ nelze zamítnout nulovou hypotézu, že střední hodnoty souborů se neliší.



Obrázek 17: Objemové hmotnosti získané aplikací pedotransferové funkce Hollise et al. (2012) na vstupní data (zrnitost a Cox) z KPP (1968) a z odběrů 2013.

4.4 Výpočet zásoby uhlíku – výběrové sondy

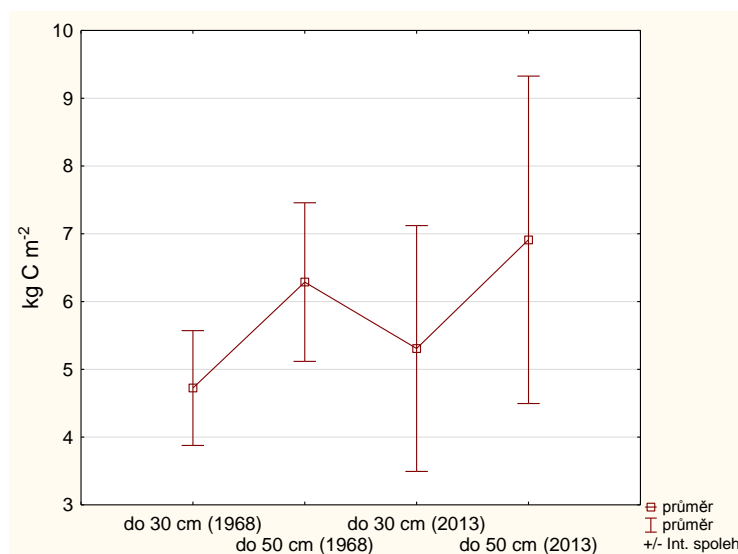
Podle vzorce uvedeného v kapitole 3.7.1 byla vypočtena zásoba uhlíku na základě vstupních dat z výběrových sond získaných z dokumentace KPP v roce 1968 a z vlastního terénního průzkumu v roce 2013. Vzhledem k použití objemových hmotností z pedotransferové funkce Hollise et al. (2012), která používá výpočet pro jemnozemi, nebyla již zásoba opravována o obsah skeletu, jak je uvedeno ve vzorci Šefrny a Janderkové (2007). Zásoba byla vypočtena nejdříve podle Šefrny a Janderkové (2007) pouze do 30 cm a následně do 50 cm hloubky půdy pro zjištění míry vlivu rozdílné mocnosti profilu na celkový výsledek (Tabulka 15).

Tabulka 15: Výpočet a porovnání zásoby uhlíku do 30 cm a do 50 cm pro jednotlivé výběrové sondy v roce 1968 (KPP) a v roce 2013. Pro výpočet byla použita objemová hmotnost dle Hollise et al. (2012). Červeně zvýrazněny největší změny.

Sonda	Půdní typ	kg C m ⁻²				Rozdíl 50 : 30 [%]*		Změna 1968/2013 [%]	
		do 30 cm (1968)	do 50 cm (1968)	do 30 cm (2013)	do 50 cm (2013)	1968	2013	do 30 cm	do 50 cm
V2	HN	4,65	5,51	3,98	4,54	15,7	12,3	-16,9	-21,5
V3	KA	5,24	6,71	7,34	8,41	22,0	12,6	28,7	20,2
V5	HN	3,38	4,26	4,39	5,65	20,8	22,3	23,1	24,5
V6	KA	4,85	6,59	4,10	6,90	26,3	40,6	-18,4	4,5
V7	RZ	4,52	7,61	8,73	12,03	40,6	27,5	48,2	36,8
V8	KA	6,31	7,81	5,07	6,10	19,1	16,8	-24,5	-28,0
V9	KA	4,12	5,52	3,54	4,76	25,3	25,6	-16,4	-16,0

* vyjadřuje kolik procent uhlíku z celkové zásoby do 50 cm se nachází mezi 30 a 50 cm

Podle Obrázku 18 lze usuzovat na mírný celkový nárůst zásoby uhlíku ve výběrových sondách mezi lety 1968 a 2013, který však při testování párovým t-testem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nebyl prokázán jako statisticky významný. Z Tabulky 15 vyplývá, že tento nárůst nebyl zaznamenán u všech sond, ale pouze u čtyř ze sedmi (do 50 cm) a u tří ze sedmi (do 30 cm). U svrchních horizontů je celkový nárůst o 3,4 %, v hloubce mezi 30 a 50 cm o 2,9 %. Nejvyšší nárůst zásoby uhlíku byl naměřen u sondy V7 o 37 % a největší pokles u sondy V8 o 28 %. Zásoba uhlíku do 50 cm se pohybuje od 4,26 kg C m⁻² u hnědozemě V5 po 12 kg C m⁻² u rendziny V7. Rozdíly v zásobě půdního uhlíku do 30 cm a do 50 cm se pohybují od 12 % po 41 %. Průměrně 24,3 % v roce 1968 a 22,5 % v roce 2013.



Obrázek 18: Zásoba uhlíku ve výběrových sondách do 30 cm a 50 cm pro roky 1968 a 2013.

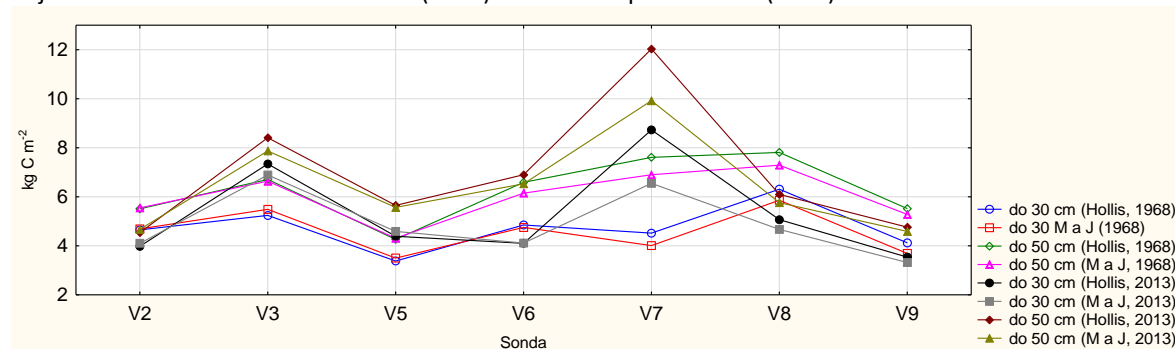
Shoda vybrané funkce pro výpočet objemové hmotnosti Hollise et al. (2012) byla pro účely výpočtu zásoby uhlíku v rámci celého území dále testována s jednodušší pedotransferovou funkcí Manrique a Jonese (1991), která se jevila podle korelací v kapitole 4.3 jako druhá nejvhodnější. Tato funkce byla ozkoušena z důvodů, že je velmi jednoduchá a obsahuje jediný vstupní údaj obsahu organického uhlíku. Zrnitostní složení potřebné pro výpočet přesnější funkce Hollise et al. (2012) pro doplňkové sondy v území není k dispozici (kapitola 4.5). Vypočtené hodnoty zásoby uhlíku pro jednotlivé výběrové sondy do 30 a 50 cm s využitím objemové hmotnosti dle Manrique a Jonese (1991) zobrazuje Tabulka 16.

Tabulka 16: Výpočet zásoby uhlíku pro výběrové sondy s využitím objemové hmotnosti dle Manrique a Jonese (1991); vstupní data z KPP (1968) a z vlastních odběrů (2013)

Sonda	Půdní typ	kg C m ⁻² (1968)				kg C m ⁻² (2013)			
		do 30 cm (Hollis et al., 2012)	do 30 cm (Manrique a Jones, 1991)	do 50 cm (Hollis et al., 2012)	do 50 cm (Manrique a Jones, 1991)	do 30 cm (Hollis et al., 2012)	do 30 cm (Manrique a Jones, 1991)	do 50 cm (Hollis et al., 2012)	do 50 cm (Manrique a Jones, 1991)
V2	HN	4,65	4,69	5,51	5,55	3,98	4,10	4,54	4,67
V3	KA	5,24	5,49	6,71	6,64	7,34	6,89	8,41	7,87
V5	HN	3,38	3,50	4,26	4,31	4,39	4,59	5,65	5,57
V6	KA	4,85	4,75	6,59	6,15	4,10	4,11	6,90	6,53
V7	RZ	4,52	4,01	7,61	6,90	8,73	6,55	12,03	9,92
V8	KA	6,31	5,86	7,81	7,29	5,07	4,67	6,10	5,76
V9	KA	4,12	3,69	5,52	5,28	3,54	3,32	4,76	4,59

Z porovnání průběhů zásoby uhlíku ve výběrových sondách KPP (1968) a z vlastního průzkumu (2013) jsou patrné pouze malé odchylky ve výsledcích při použití objemové hmotnosti dle Hollise et al. (2012) nebo dle Manrique a Jonese (1991) (Obrázek 19). Při testování s využitím t-testu nebyl na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ nalezen staticky významný rozdíl mezi funkcemi. Obsahy spolu zároveň silně korelují – do 30 cm 1968 a 2013 ($r = 0,94$ a $r = 0,95$), do 50 cm 1968 a 2013 ($r = 0,99$ a $r = 0,99$).

Obrázek 19: Porovnání výpočtů zásoby uhlíku pro výběrové sondy KPP (1968) a vlastní odběry (2013) s využitím objemové hmotnosti dle Hollise et al. (2012) a dle Manrique a Jonese (1991)



4.5 Doplnkové odběry

Aby byl umožněn výpočet zásoby půdního uhlíku v zemědělských půdách pro celé území, byla data v místech výběrových sond zahuštěna doplňkovými odběry se snahou o rovnoměrné zastoupení všech půdních typů vyskytujících se na ploše zájmového území (Obrázek 8 a Tabulka 17).

Tabulka 17: Základní charakteristika doplňkových odběrů v rámci území ZM10 Beroun 12-41-08

Sonda	Půdní typ	Land use	Horizont (cm)	Cox [%]	Skelet [objem. %]*	ρ_d [g cm ⁻³]	ρ_d bez skeletu	ρ_d (M a J, 1991)
FL1	FL	TTP	0-30	2,620	0	1,121	1,121	1,145
			30-50	1,658	0	1,292	1,292	1,251
FL2	FL	TTP	0-30	2,630	5	1,275	1,211	1,144
			30-50	1,241	5	1,471	1,397	1,306
FL3	FL	TTP	0-25	2,737	0	1,287	1,287	1,134
			25-50	0,895	0	1,490	1,490	1,359
FL4	FL	TTP	0-30	1,388	3	1,388	1,346	1,285
			30-50	0,930	5	1,422	1,351	1,353
FL5	FL	OP	0-30	1,676	5	1,676	1,592	1,248
			30-50	1,368	5	1,678	1,594	1,288
HN3	HN	TTP	0-23	1,618	5	1,618	1,537	1,256
			23-50	0,504	5	1,450	1,378	1,434
HN4	HN	OP	0-30	1,684	0	1,684	1,684	1,247
			30-50	0,870	0	1,687	1,687	1,363
HN5	HN	OP	0-24	1,609	8	1,609	1,480	1,257
			24-50	0,355	10	1,529	1,376	1,471
KA1	KA	OP	0-24	1,767	5	1,767	1,679	1,237
			24-50	0,304	7	1,703	1,584	1,485
KA2	KA	TTP	0-25	1,615	10	1,615	1,454	1,256
			25-50	0,151	12	1,611	1,418	1,536
KA3	KA	OP	0-37	1,451	18	1,451	1,190	1,277
			37-50	1,506	21	1,450	1,146	1,270
RZ2	RZ	TTP	0-23	1,424	10	1,424	1,282	1,281
RZ3	RZ	OP	0-29	1,348	17	1,348	1,119	1,291
RZ4	RZ	OP	0-28	1,420	10	1,420	1,278	1,281

FL – fluvizem, HN – hnědozem, KA – kambizem, RZ – rendzina

4.6 Odhad zásoby půdního uhlíku pro celé území

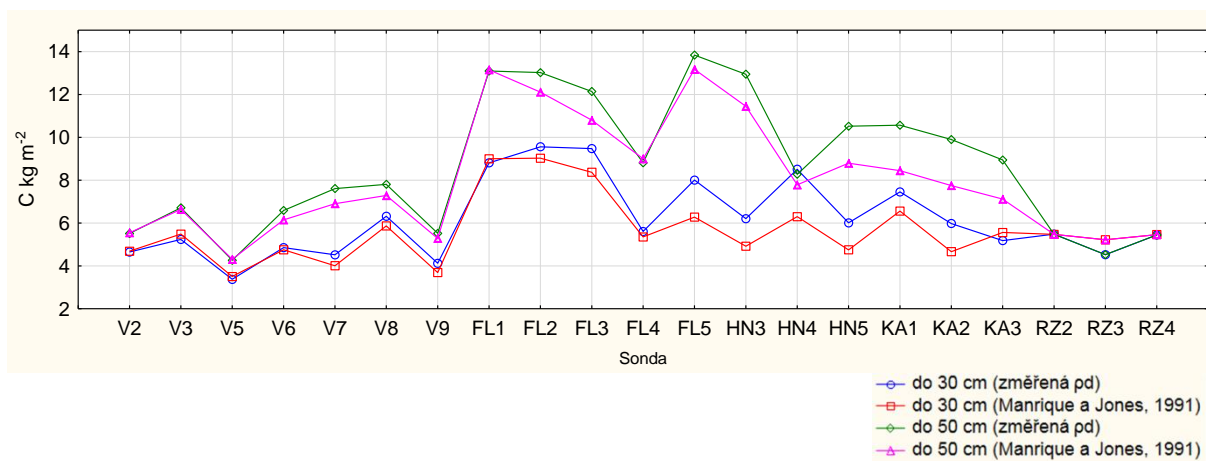
Na základě získaných dat z vlastních odběrů v místech výběrových sond v roce 2013 byla odhadnuta zásoba půdního uhlíku pro zemědělské půdy na mapovém listě

ZM10 Beroun 12-41-08. Obsah uhlíku byl vypočten do hloubky 30 cm a 50 cm dvěma způsoby. Jednou s použitím změřené objemové hmotnosti opravené o obsah skeletu a podruhé s objemovou hmotností získanou z výše testované pedotransferové funkce Manrique a Jonese (1991). Získané výsledky pro jednotlivé sondy zobrazuje Tabulka 18.

Vhodnost použití pedotransferové funkce pro odvození objemové hmotnosti půdy byla hodnocena porovnáním výsledků jednotlivých souborů t-testem na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ a nebyl zde zjištěn statisticky průkazný rozdíl (Tabulka 18). Průběh lze pozorovat na Obrázku 20.

Tabulka 18: Výpočet zásob uhlíku v půdě pro jednotlivé sondy v rámci listu ZM10 Beroun 12-41-08. Pro výpočet byla použita hodnota změřených objemových hmotností opravená o objemový obsah skeletu i vypočtených s využitím pedotransferové funkce Manrique a Jones (1991).

Sonda	Půdní typ	kg C m ⁻²			
		do 30 cm (změřená ρ_d)	do 30 cm (Manrique a Jones, 1991)	do 50 cm (změřená ρ_d)	do 50 cm (Manrique a Jones, 1991)
V2	HN	4,65	4,69	5,51	5,55
V3	KA	5,24	5,49	6,71	6,64
V5	HN	3,38	3,50	4,26	4,31
V6	KA	4,85	4,75	6,59	6,15
V7	RZ	4,52	4,01	7,61	6,90
V8	KA	6,31	5,86	7,81	7,29
V9	KA	4,12	3,69	5,52	5,28
FL1	FL	8,81	9,00	13,10	13,15
FL2	FL	9,56	9,03	13,03	12,11
FL3	FL	9,47	8,37	12,14	10,80
FL4	FL	5,61	5,35	8,81	9,00
FL5	FL	8,01	6,28	13,84	13,18
HN3	HN	6,21	4,92	12,94	11,45
HN4	HN	8,51	6,30	8,27	7,79
HN5	HN	6,01	4,75	10,52	8,79
KA1	KA	7,46	6,56	10,57	8,44
KA2	KA	5,98	4,67	9,90	7,75
KA3	KA	5,18	5,56	8,94	7,12
RZ2	RZ	5,48	5,47	5,48	5,47
RZ3	RZ	4,52	5,22	4,53	5,22
RZ4	RZ	5,44	5,46	5,44	5,46
t			0,959		0,725
p			0,343		0,472



Obrázek 20: Průběh objemových hmotností půdy do 30 a 50 cm. Porovnání změřených hodnot a vypočtených pedotransferovou funkcí Manrique a Jonese (1991)

Množství půdního uhlíku pro jednotlivé sondy bylo následně zprůměrováno pro jednotlivé půdní typy (hnědozem, kambizem, fluvizem a rendzina) a vynásobeno rozlohou daného půdního typu v rámci území. Opět jsou v Tabulce 19 zobrazeny výsledky s použitím změřené objemové hmotnosti opravené o obsah skeletu a vypočtené pedotransferovou funkcí Manrique a Jonese (1991). Celkový objem půdního uhlíku vypočtený ze změřené objemové hmotnosti byl zjištěn 44 910 tun do 30 cm, zatímco s využitím funkce Manrique a Jonese (1991) dosahuje výrazně nižší hodnoty 34 637 tun (rozdíl 23 %). Menší rozdíl byl již zaznamenán v případě výpočtu do 50 cm a to 49 881 tun při použití změřené objemové hmotnosti a 44 213 tun (rozdíl 11 %) z vypočtené dle Manrique a Jonese (1991). Rozdíl v odhadu dosahuje přibližně 10 %.

Tabulka 19: Odhad zásoby půdního uhlíku v zemědělských půdách v rámci území ZM10 Beroun 12-41-08.

Půdní typ	Rozloha [km ²]	t C			
		do 30 cm (změřená ρ_d)	do 30 cm (Manrique a Jones, 1991)	do 50 cm (změřená ρ_d)	do 50 cm (Manrique a Jones, 1991)
Hnědozem	1,11	6382	5363	7948	6813
Kambizem	3,92	22398	20791	32307	27777
Rendzina	1,67	8337	8414	9626	9623
Fluvizem	0,94	7793	59,3	0,722	0,008
Celkem	7,64	44910	34627	49881	44213

4.7 Vliv půdního typu na vybrané půdní vlastnosti

Pomocí jednofaktorové analýzy rozptylu ANOVA byl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ testován vliv jednotlivých půdních typů na vybrané půdní vlastnosti – obsah Cox, skeletovitost a objemovou hmotnost opravenou o objemový obsah skeletu. Výsledky zobrazuje Tabulka 20.

Tabulka 20: Jednofaktorová analýza rozptylu ANOVA vlivu půdního typu na vybrané půdní charakteristiky (Cox, skeletovitost, objemová hmotnost opravená o obsah skeletu) pro A a B horizont, $\alpha = 0,05$. Charakteristiky obsah skeletu a Cox byly zlogaritmovány, aby bylo dosaženo normálního rozdělení.

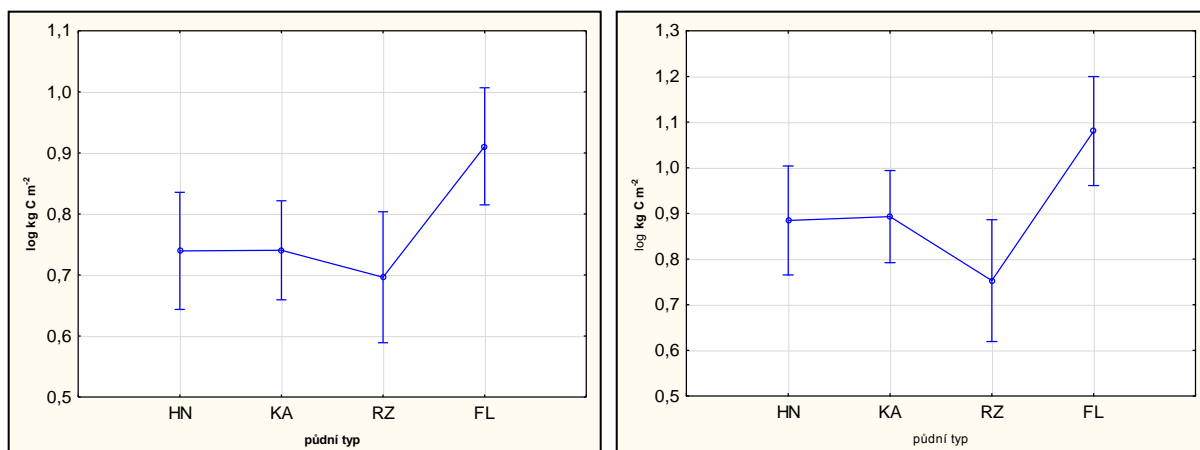
Půdní typ	A horizont			B horizont		
	Skelet (log)	Cox (log)	pd změřená bez skeletu	Skelet (log)	Cox (log)	pd změřená bez skeletu
HN	0,616 a	0,146 a	1,599 b	0,641 a	-0,355 a	1,542 b
KA	1,164 b	0,187 a	1,359 a	1,263 b	-0,382 a	1,292 a
RZ	1,058 b	0,214 ab	1,241 a	1,297 b	-0,018 ab	1,088 a
FL	0,495 a	0,328 b	1,312 a	0,540 a	0,074 b	1,425 ab
F	9,6313	2,3843	3,9005	9,896	4,249	3,430
P	0,0006	0,1052	0,0274	0,001	0,025	0,047

Statisticky průkazný vliv byl zjištěn u všech testovaných charakteristik v A i B horizontu kromě obsahu Cox v A horizontu (Tabulka 20). Vyšší hodnoty skeletovitosti byly u horizontů A i B zaznamenány v případě kambizemě a rendzin a objemová hmotnost je nejvyšší u hnědozemí. Nejvíce organického uhlíku je uloženo ve fluvizemích.

Jednofaktorovou analýzou ANOVA byl zhodnocen i vliv půdního typu na celkový obsah uhlíku. Výsledky jsou zobrazeny v Tabulce 21 a na Obrázku 21. Statisticky průkazný vliv na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ byl prokázán jak u zásoby do 30 cm, tak i do 50 cm. Nejvyšší obsah byl zaznamenán u fluvizemí.

Tabulka 21: Jednofaktorová analýza rozptylu ANOVA vlivu půdního typu na celkový obsah uhlíku do hloubky 30 a 50 cm, $\alpha = 0,05$. Obsahy půdního uhlíku byly zlogaritmovány, aby bylo dosaženo normálního rozdělení.

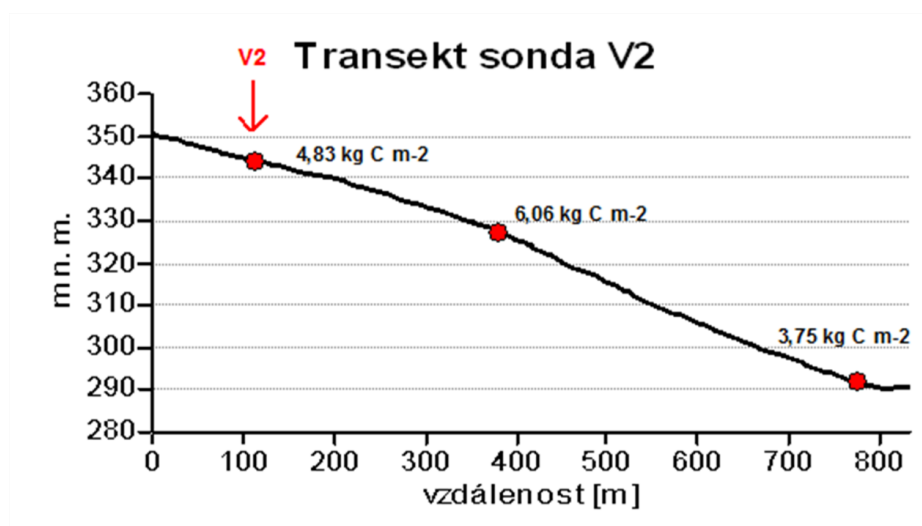
Půdní typ	kg C m ⁻² do 30 cm (log)	kg C m ⁻² do 50 cm (log)
HN	0,740 A	0,885 a
KA	0,740 A	0,893 a
RZ	0,696 A	0,753 a
FL	0,911 B	1,080 b
F	4,2356	5,1976
p	0,0208	0,0099

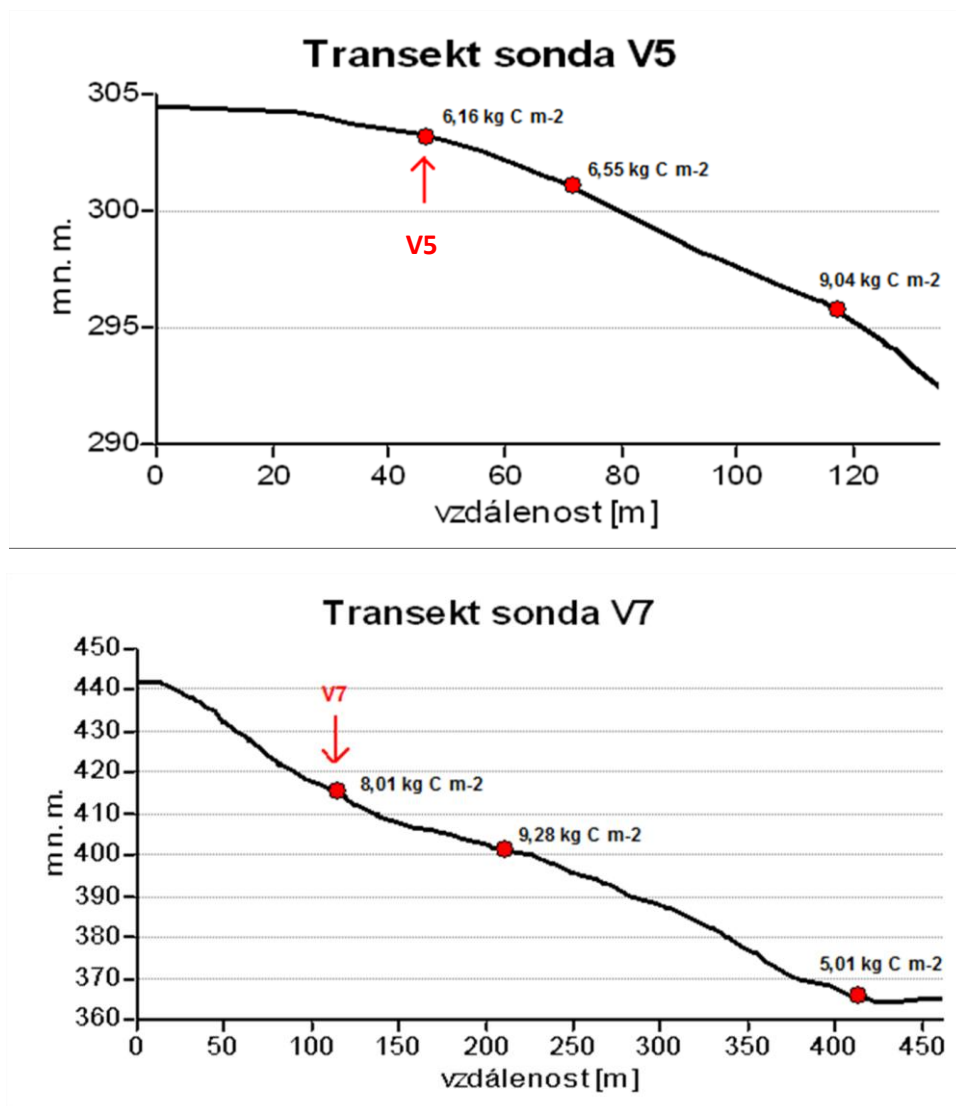


Obrázek 21: Jednofaktorová analýza rozptylu ANOVA vlivu půdního typu celkový obsah uhlíku zemědělských půd ZM Beroun 12-41-08, $\alpha = 0,05$. Obsah půdního uhlíku byl zlogaritmován, aby bylo dosaženo normálního rozdělení

4.8 Vliv reliéfu na obsah uhlíku v půdě

V rámci odběru vzorků na lokalitách výběrových sond byla snaha o zhodnocení variability obsahu půdního uhlíku vlivem reliéfu. Obrázek 22 zobrazuje odebrané katény pro výběrové sondy V2, V5 a V7. V rozporu s předpoklady zde byl zaznamenán nejvyšší obsah uhlíku uprostřed svahu, střední obsah ve svrchní části a nejnižší v konkávní části při úpatí, pouze u sondy V5 je nejvyšší obsah uhlíku ve spodní části provedeného transektu. Tato zjištění při výpočtu zahrnuta nebyla z důvodů nedostatku dat.





Obrázek 22: Transekty výběrových sond V2, V5 a V7 a obsah půdního uhlíku v jednotlivých částech reliéfu (kopané sondy zobrazeny červeně).

5 Diskuze

5.1 Změna půdních vlastností

Data z nejpodrobnějšího půdního průzkumu, který byl kdy na našem území proveden, Komplexního průzkumu půd, pocházejí již ze 70. let 20. století. Za čtyři desetiletí mohlo u řady zjištěných půdních charakteristik dojít ke změně. Za účelem zhodnocení využitelnosti dat k odhadu zásoby půdního uhlíku byl porovnán stav vybraných půdních vlastností v roce 1968 s vlastními odběry ve stejných místech v roce 2013.

Odebrané vzorky byly analyzovány pouze na půdní charakteristiky potřebné pro výpočet zásoby půdního uhlíku a odhad objemové hmotnosti – zrnitostní složení, skeletovitost, objemovou hmotnost a obsah organického uhlíku. Hodnocena byla změna pouze u zrnitostního složení a Cox. Skeletovitost byla zjištěna rozdílnými přístupy a údaje o objemové hmotnosti polní půdní záznamy výběrových sond neobsahují. Mezi sedmi zkoumanými sondami byl zaznamenán statisticky průkazný pokles v podílu jílnatých částic ($< 0,01$ mm) svrchních horizontů, z průměrného obsahu 48 % na 33,6 % ve prospěch písčitých částic (0,05 – 2 mm), z průměrného obsahu 25,5 % na 38,6 %. Změnu půdních vlastností výběrových sond hodnotili ve svých závěrečných studentských pracích i Klement (2009), Vomáčková (2007) a Náplavová (2008). Celkem posuzovali 11 výběrových sond, ve kterých trend poklesu jílnatých částic ve většině případů také zachytili.

Statisticky průkazný rozdíl nebyl zaznamenán u obsahu organického uhlíku v půdě. Pozorován byl nárůst i pokles obsahu Cox u jednotlivých sond. Celkově byl zaznamenán pouze mírný nárůst Cox u A horizontů. Tyto výsledky jsou opět ve shodě s Klementem (2009), Vomáčkovou (2007) a Náplavovou (2008). Obecně trend změny obsahu Cox nelze stanovit. Podle zprávy Bazálního monitoringu půd zpracované Polákovou et al. (2010) došlo mezi lety 1992 a 2001 k mírnému poklesu obsahu organického uhlíku v orničním horizontu u všech půdních typů a naopak nárůstu u většiny podorničních horizontů. Sledované rozdíly však nejsou statisticky významné (Tabulka 22).

Tabulka 22: Srovnání průměrných hodnot Cox v ornici a podorníci pro jednotlivé půdní typy z průzkumu Bazálního monitoringu půd. Porovnání let 1992 a 2001.

Ornice:

Parametr	Rok	Půdní typ										
		ČA	ČM	FM	GL	HM	KM	LM	PG	PR	RA	RM
C _{ox} [%]	1992	2,51	1,65	1,65	1,63	1,19	1,43	1,23	1,54	1,19	1,30	0,83
	2001	2,38	1,61	1,51	1,31	1,07	1,29	1,11	1,35	1,28	1,21	0,78

Podorníci:

Parametr	Rok	Půdní typ										
		ČA	ČM	FM	GL	HM	KM	LM	PG	PR	RA	RM
C _{ox} [%]	1992	1,76	1,14	1,12	0,66	0,58	0,76	0,56	0,65	0,50	0,79	0,47
	2001	1,84	1,19	1,12	0,89	0,75	0,93	0,47	0,63	0,66	0,85	0,61

Z výsledků této práce, i dalších výše jmenovaných, lze usuzovat, že ke změně půdních charakteristik skutečně dochází. Příčiny těchto změn budou pravděpodobně různorodé a mohou mezi ně patřit změna land use a obhospodařování půdy, erozní události, či první známky tolik diskutovaných změn klimatu. U čtyř ze sedmi výběrových sond došlo oproti roku 1968 ke změně využití půdy z orné půdy na trvalé travní porosty, z výsledků však nelze zaznamenat viditelný dopad této změny.

5.2 Objemová hmotnost a pedotransferové funkce

Mezi potřebné vstupní údaje pro výpočet zásoby půdního uhlíku patří objemová hmotnost, která nebyla u výběrových sond KPP stanovována. Hollis et al. (2012) zdůrazňují napříč všemi evropskými zeměmi obecný nedostatek dat obsahujících objemovou hmotnost půdy, diskutují limity použití stávajících pedotransferových funkcí a na velkém souboru dat z Velké Británie se pokusili ve své studii o odvození nové metody, kterou pak následně testovali na dalších evropských půdách. Možnost využití pedotransferových funkcí byla hodnocena i v této práci na třech funkcích diskutovaných právě Hollisem et al. (2012), dále byla hodnocena možnost nahrazení chybějících údajů objemové hmotnosti z průměrných hodnot pro jednotlivé hlavní půdní jednotky BPEJ (Novák, 2013). Třetím porovnávaným souborem byly objemové hmotnosti měřené přímo v terénu.

Objemová hmotnost je při výpočtech zásoby uhlíku v půdách velmi důležitou charakteristikou, pomocí které se obsah organického uhlíku převádí na jednotku objemu a i malé odchylky v měření a v metodice odběru vzorků mohou značně ovlivnit výsledné hodnoty. Schrumpf et al. (2011) považují vliv hodnoty objemové hmotnosti a obsahu

jemnozemě za klíčové charakteristiky u orných půd a půd s obsahem skeletu. Throop et al. (2012) zdůrazňují obtížnost zachytit variabilitu objemové hmotnosti u hojně využívané metody odběru vzorku pomocí válečku se známým objemem (v ČR tzv. Kopeckého váleček o objemu 100 cm^3) a doporučují u každé lokality odběr více vzorků a jejich zprůměrování. Problémem je také poměrně malý objem většiny válečků, kterým je obtížné zjistit objemovou hmotnost skeletovitých půd. Hrubé částice výrazně nadhodnocují její hodnotu, a tak i vypočtenou zásobu uhlíku v půdě. Skelet může být i jednou z příčin, proč jsou změřené hodnoty zemědělských půd na zájmovém listu ZM10 Beroun 12-41-08 relativně vysoké, v mnoha případech i po opravě o objemový podíl skeletu (částice $> 2 \text{ mm}$). Podle klasifikace Fulajtára (2006) odpovídají objemové hmotnosti ve většině případů písčitohlinitým až písčitým půdám, ač se jedná o jílovitohlinité a hlinité půdy, pouze v jednom případě o písčitohlinité. Pro soubor pozorovacích ploch bazálního monitoringu zemědělských půd (ornice) je průměrná hodnota objemové hmotnosti $1,46 \text{ g cm}^{-3}$ (Sáňka a Materna, 2004). I přes výskyt několika sond s objemovou hmotností přes $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ dosahují v zájmovém území průměrné hodnoty A horizontu $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ a B horizontu $1,40 \text{ g cm}^{-3}$. Tabulka 23 uvádí průměrné hodnoty pro jednotlivé půdní druhy.

Tabulka 23: Průměrné hodnoty objemové hmotnosti pro jednotlivé půdní druhy půdy. Výsledky hodnocení programu bazálního monitoringu půd (Kňákal, 2000 in Sáňka a Materna, 2004).

horizont	druh půdy							celkem
	p	hp	ph	h	jh	jv	j	
	objemová hmotnost redukováná v g.cm ⁻³							
ornice	nd	1,40	1,34	1,40	1,45	1,17	1,30	1,39
podomičí	1,53	1,52	1,52	1,51	1,46	1,39	1,26	1,50
spodina	1,57	1,55	1,54	1,49	1,54	1,51	1,31	1,50

nd = nedefinováno (žádná plocha není k dispozici)

Podobně jako objemovou hmotnost je obtížné odhadnout přesně bez odběru velkého vzorku i skeletovitost, o kterou je objemová hmotnost opravována. Podíl částic $> 2 \text{ mm}$ významně ovlivňuje hodnotu objemové hmotnosti, a jelikož se zkoumané území vyznačuje jeho relativně vysokou hodnotou, změřené objemové hmotnosti opravené o obsah skeletu nemusí být stále zcela odpovídající a mohou obsahovat velkou chybu. Přesnější hodnoty lze dle Throopa et al. (2012) získat odebráním dostatečně velkého vzorku, jehož objem se zjistí vyplněním prázdného prostoru po odběru známým objemem vody, písku či jiným materiálem. Throop a Archer (2008) navrhuje jako nejvhodnější metodu stanovení objemové

hmotnosti pro výpočty zásoby uhlíku tzv. hybridní metodu, kdy se pro výpočet objemové hmotnosti používá hmotnost jemnozeme a objem celého vzorku.

V případě, že nejsou finanční ani časové možnosti uskutečnit podrobný a správný terénní průzkum, lze chybějící údaje o objemové hmotnosti nahradit. Šefrna a Janderková (2007) při tvorbě mapy zásoby uhlíku zemědělských půd 1 : 500 000 využili pro stanovení objemových hmotností statistického vyhodnocení výsledků KPP a pravidelného monitoringu zemědělských půd (ÚKZÚZ). Lze ale tyto podklady použít i v případě malého území, jakým mapový list 1 : 10 000 je? Ing. Pavel Novák, CSc. poskytnul pro účely této práce nepublikovaná data objemových hmotností pro jednotlivé hlavní půdní jednotky BPEJ, získaná zprůměrováním dat ze speciálních sond KPP. Nevýhodou těchto dat je neúplnost, jelikož průměrná hodnota hned pro několik hlavních půdních jednotek v zájmovém území chybí. Z toho důvodu nebyly průměrné hodnoty Nováka (2013) vyhodnoceny pro účely této práce jako vhodné. Použití pro výpočet zásoby uhlíku během KPP změřené objemové hmotnosti z roku 2013 by pravděpodobně také způsobovalo nepřesnosti. Na nutnost vzít při výpočtu zásoby půdního uhlíku v potaz změnu objemové hmotnosti s časem upozorňují například Schrumpf et al. (2011). Vzhledem k podrobným informacím o půdních vlastnostech, které jsou z KPP k dispozici, lze pro získání objemových hmotností využít pedotransferové funkce. Odvozením objemové hmotnosti ze vstupních dat zrnitosti a Cox je možné získat odhad jejich hodnoty v roce 1968 a tím i odpovídající zásobu půdního uhlíku. Aby mohly být zjištěné hodnoty porovnány se současným stavem, byly pedotransferové funkce aplikovány i na půdní charakteristiky stanovené z odběrů v roce 2013.

Kozák a Sládková (2007) shodně se Schrumpfm et al. (2011) upozorňují na skutečnost, že výstupy získané pedotransferovými funkcemi se nemohou svou vypovídací hodnotou rovnat správně provedenému měření v terénu. Mohou však přispět k doplnění půdních informací, na jejichž získání není čas a finanční prostředky. Jelikož se jedná o z dlouhodobého i krátkodobého hlediska značně variabilní půdní charakteristiku, jeví se aplikace pedotransferových funkcí na získání údajů o objemové hmotnosti z roku 1968 i pro případný současný odhad zásoby uhlíku jako vhodná. Je však třeba počítat s určitou chybou, jak bylo potvrzeno i vlastními odběry. V případě výpočtu zásoby uhlíku do 50 cm došlo ke zkreslení přibližně o 11 %. Schrumpf et al. (2011) upozorňují také na snížení celkové variability objemových hmotností v případě aplikace pedotransferových funkcí (toto lze pozorovat i v této práci na příkladu krabicových grafů – Obrázek 15 a 16).

I přes všechny své nedostatky jsou funkce řadou autorů běžně využívány a neustále vyvíjeny, často právě pro účely odhadu objemové hmotnosti (např. Hollis et al., 2012; Tranter et al., 2007; Rawls et al., 1983). V případě dostupnosti velkého souboru vstupních dat, jako tomu je v České republice díky KPP, jeví se autorce jejich využití pro účely odhadu zásoby uhlíku v půdě jako vhodné, zvláště v případě chybějící objemové hmotnosti. Odpadá tím tak jejich vcelku náročné pořizování v terénu, tak i srovnávání hodnot získaných různým přístupem či zaobírání se variabilitou objemové hmotnosti během roku. Výpočtem objemové hmotnosti z časově stabilních vstupních dat jako je zrnitost či obsah organického uhlíku, lze získat v podstatě průměrnou objemovou hmotnost, nezávislou na ročním období.

Ze statistického zhodnocení se jako nejflexibilnější a nejvhodnější jeví pro odvození objemové hmotnosti v zájmovém území funkce Hollise et al. (2012), která má jako vstupní údaje zrnitostní složení a Cox. Zrnitostní rozboru nebyly stanovovány u všech odebraných vzorků, proto pro výpočty zásoby v rámci celého území byla nakonec vybrána velmi jednoduchá pedotransferová funkce Manrique a Jonese (1991), kde je vstupním údajem pouze obsah organického uhlíku. Tato funkce byla odvozena na velkém souboru dat, proto se pravděpodobně i přes svoji jednoduchost jeví překvapivě jako druhá nejvhodnější. Výběr podporuje závěr studie De Vose (2005), že zahrnutí zrnitosti do výpočtu pouze mírně zpřesňuje výsledky. Pokud by nebylo k dispozici zrnitostní složení půdy lze tedy funkci Manrique a Jonese (1991) pro přibližný odhad zásoby uhlíku v určitém území relativně rychle a levně použít s předpokládanou chybou ve vypočtené zásobě mezi 10 – 20 %.

5.3 Změna zásoby půdního uhlíku

Průměrná zásoba organického uhlíku zemědělských půd vzrostla v zájmovém území mezi lety 1968 a 2013 do 30 cm o 11 % ze 47,2 t C ha⁻¹ na 53,1 t C ha⁻¹, do 50 cm o 9 % z 63 t C ha⁻¹ na 69,1 t C ha⁻¹. Zaznamenaná změna není statisticky významná a je třeba vzít v potaz možné chyby měření a výpočtu, zvláště z důvodů použití pedotransferových funkcí. V Evropě bylo nejvíce studií změny zásoby půdního uhlíku provedeno zatím na území Belgie (Schrumpf et al., 2011). Lettens et al. (2005) hodnotí změnu zásoby půdního organického uhlíku na území Belgie do 30 cm mezi lety 1960 a 2000 a obdobně zaznamenal mírný nárůst, konkrétně 11,4 % pro trvalé travní porosty ze 70 na 79 t C ha⁻¹. Pro orné půdy byl zjištěn naopak pokles o 2,5 % z 51 t C ha⁻¹ na 49,8 t C ha⁻¹. Významnou roli hrál ve studii Lettense et al. (2005) land use. V případě této práce je sedm výběrových sond příliš malý

soubor pro zhodnocení vlivu a trend nebyl zaznamenán. Největší nárůst obsahu Cox o 48,2 % do 30 cm, zjištěný u sondy V7, mohl být způsoben spíše než skutečnou změnou, antropogenním zásahem v daném místě. Na stanovišti byla viditelná barevná změna travního porostu v linii napříč celým lučním porostem. Při hodnocení poklesu SOC na orné půdě a trvalých travnatých porostech v kratším období mezi lety 1990 a 2005 zaznamenal Schrumpf et al. (2011) pokles o 4 –12 %. Obecný trend vývoje zásoby uhlíku tak nelze zatím jednoznačně stanovit. Schrumpf et al. (2011) tuto skutečnost připisují mimo jiné nedostatku podrobných půdních průzkumů a hodnotí podmínky potřebné pro jejich správné provedení. Čas potřebný pro detekci změny odhadují na 2 – 15 let u bezskeletovitých půd do 10 cm při minimálním odběru 100 vzorků.

5.4 Výpočet zásoby půdního uhlíku pro celé území

Pro účely odhadu zásoby půdního uhlíku v zemědělských půdách na mapovém listě ZM10 Beroun 12-41-08 byly odebrány další doplňkové vzorky popsané blíže v kapitole 4.5. Při jejich výběru byla snaha o zastoupení všech půdních typů v území a před hodnocením výsledků je třeba zdůraznit, že jako hlavní podklad byly použity pracovní mapy KPP. Určení půdních typů je často velmi subjektivní a v některých případech mohlo dojít k záměně hnědozemě za kambizem, případně kambizemě za rendzinu. Nasvědčuje tomu například nezvykle vysoká skeletovitost hnědozemí, či mělké profily kambizemě. Kromě toho mohlo dojít od roku 1968 k erozním událostem, které odkryly více skeletovité podloží či jen k nepřesnému vymezení polygonů v mapě.

Odhad zásoby půdního uhlíku zemědělských půd v zájmovém území do 30 a 50 cm byl porovnán s výřezem mapy Šefrny a Janderkové 1 : 500 000 (Obrázek 23), u které byla zásoba uhlíku počítána pouze do 30 cm. Mapy vytvořené z podkladů KPP 1 : 10 000 (Obrázek 24 a Obrázek 25) jsou dle očekávání hned na první pohled detailnější a nebyla do nich zahrnuta plocha obcí, která nebyla během KPP klasifikována. Pro zpřesnění by bylo vhodné zjistit skutečné pokrytí plochy obce nepropustnými povrchy a pokusit se odhadnout plochu zahrad a výsledek navýšit o jejich obsah půdního uhlíku.

Pro klasifikaci zásoby půdního uhlíku byly použity stejné kategorie jako v mapě Šefrny a Janderkové. Mezi Obrázkem 23 a Obrázkem 24 je patrné vyšší zastoupení kategorie 51 – 60 t C ha⁻¹ a fluvizemě byly zařazeny nově do kategorie 81 – 110 t C ha⁻¹. Celková zásoba půdního uhlíku v zemědělských půdách ZM10 Beroun 12-41-08 vypočtená v této práci

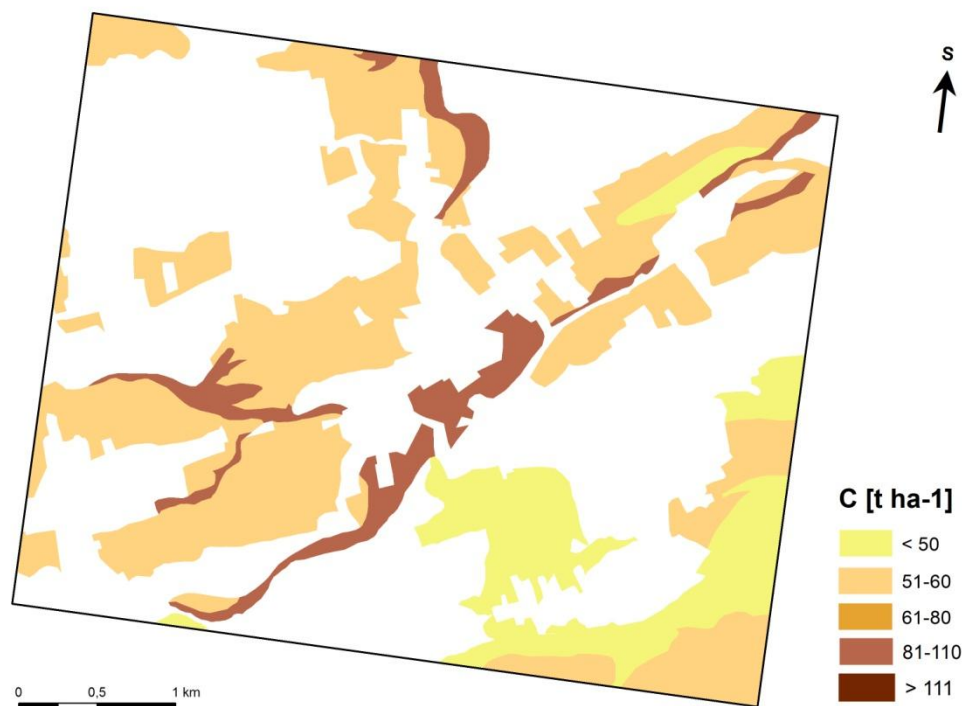
dosahuje 44 910 t C (58,8 t C ha⁻¹). Pro zhodnocení míry dostatečnosti odhadu zásoby půdního uhlíku do 30 cm byly odebrány vzorky až do 50 cm a zásoba odhadnuta na 49 881 t C (65,3 t C ha⁻¹). Celkový obsah půdního uhlíku narostl tedy o 10 %.

ZÁSoba PŮDNÍHO UHLÍKU DO 30 cm (Šefrna a Janderková, 2007)
zemědělské půdy ZM10 Beroun 12-41-08



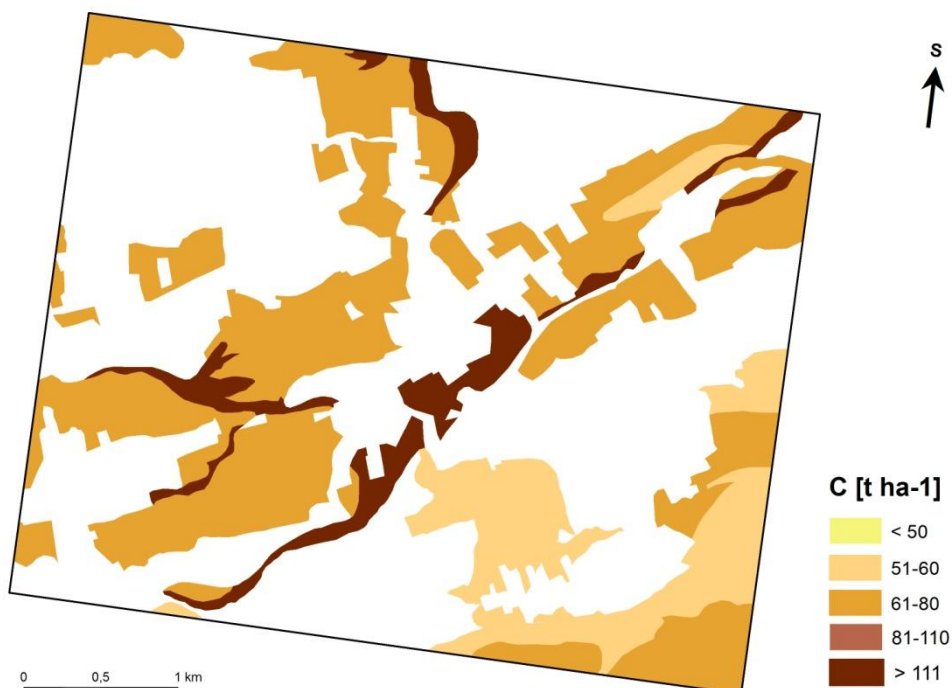
Obrázek 23: Zásoba půdního uhlíku v zemědělských půdách do 30 cm. Mapový list ZM10 Beroun 12-41-08 (Šefrna a Janderková, 2007)

ZÁSoba PŮDNÍHO UHLÍKU DO 30 cm (vlastní odběry, 2013)
zemědělské půdy ZM10 Beroun 12-41-08



Obrázek 24: Zásoba půdního uhlíku v zemědělských půdách do 30 cm. Mapový list ZM10 Beroun 12-41-08. Odhad na základě vlastních odběrů v roce 2013

ZÁSoba PŮDNÍHO UHLÍKU DO 50 cm (vlastní odběry, 2013)
zemědělské půdy ZM10 Beroun 12-41-08



Obrázek 25: Zásoba půdního uhlíku v zemědělských půdách do 50 cm. Mapový list ZM10 Beroun 12-41-08. Odhad na základě vlastních odběrů v roce 2013

6 Návrh metodiky pro výpočet zásoby půdního uhlíku pro malá území

Hlavním cílem této práce je vypracovat a ověřit metodiku zpřesnění zásob uhlíku na malém území. Za tímto účelem jsou v následujících kapitolách nejprve zhodnoceny dostupné údaje z pedologických průzkumů a poté popis vlastního postupu. Odhad zásoby uhlíku byl z důvodů rozsáhlosti problematiky omezen pouze na zemědělské půdy a vychází z postupu Šefrny a Janderkové (2007). Vzhledem k zaměření na malé území jsou diskutovány a porovnány možnosti zpřesnění odhadu (kapitola 5.4).

6.1 Dostupné podklady

Pro výpočet zásoby půdního uhlíku je třeba znát obsah organického uhlíku, objemovou hmotnost, skeletovitost a hloubku půdy. Tyto charakteristiky je buď možné změřit přímo v terénu, nebo lze využít dostupných podkladů z již provedených půdních průzkumů. Cílem této kapitoly je pokusit se shrnout dostupnost a možnosti využití půdních průzkumů. Z důvodů rozsáhlosti problematiky byly nakonec zvoleny pro účely této práce pouze zemědělské půdy.

KOPLEXNÍ PRŮZKUM PŮD (VÚMOP):

Základním a nejpodrobnějším zdrojem je v této práci použitý Komplexní průzkum půd (kapitola 3.1). Zdigitalizované půdní mapy a polní záznamy lze získat po podání žádosti na Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půd, případně pro určité části ČR na postupně doplňovaném Webovém archivu KPP <http://wakpp.vumop.cz>. Záznamy výběrových sond poskytují pro dané účely údaje o mocnosti půdních horizontů, jejich zrnitostním složení a obsahu Cox, a odhad skeletovitosti. Chybí zde údaj o objemové hmotnosti, který je třeba doplnit (průměrné nebo změřené hodnoty, použití pedotransferových funkcí). Vzhledem ke stáří těchto podkladů (60. – 70. léta 20. století) je třeba zvážit aktuálnost půdních charakteristik. Jak naznačuje předkládaná práce a mnohé další (např. Klement, 2009; Náplavová, 2008; Vomáčková, 2007) ke změnám stanovených půdních charakteristik již pravděpodobně dochází a je otázkou, do jaké míry by byly výsledky zásoby uhlíku zkresleny.

BAZÁLNÍ MONITORING ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD (ÚKZUZ):

Bazální monitoring půd probíhá v ČR od roku 1992. Skládá se ze sítě 190 monitorizačních ploch ke sledování kvality zemědělské půdy a vstupů do půdy a provádí ho Ústřední kontrolní

a zkušební ústav zemědělský (ÚKZUZ). U půd se mimo jiné stanovuje objemová hmotnost i Cox. Pokud se nenachází v zájmovém území monitorovací plocha, lze získat průměrné hodnoty za celou republiku. Obsah Cox za jednotlivé půdní typy v roce 1992 a 2001 pro ornici a podorničí ukazuje Tabulka 22 (kapitola 5.1). Ve zkoumaném mapovém listě Beroun 12-41-08 se nenacházela žádná plocha monitoringu zemědělských půd, proto pro výpočty nebyl Bazální monitoring půd využit. Obsah oxidovatelného uhlíku je stanovován také u Agrochemického zkoušení zemědělských půd, prováděného také ÚKZUZ.

HYDROPEDOLOGICKÉ PODKLADY (Povodí Vltavy):

V rámci melioračních odvodňovacích úprav byl v 70. letech proveden hydropedologický průzkum na řadě míst ČR. Tyto podklady jsou v držení jednotlivých povodí a bohužel řada z nich již není dohledatelných. Mnoho zpráv a podkladů bylo z důvodů neznalosti původu a nedostatečného označení skartováno (osobní sdělení Irena Posedělová, Správce spisoven podniku Povodí Vltavy). V rámci zájmového území žádný průzkum proveden nebyl, pouze v obci Bubovice jižně od mapového listu. Ukázka zprávy o pedologickém průzkumu – *Zpráva o hydropedologickém průzkumu zamokřených pozemků JZD Bubovice, okr. Beroun z roku 1971 (Brejlová, 1971)* se nachází v příloze (Příloha 2).

PUGIS (FAPPZ ČZU v Praze)

Na katedře pedologie a ochrany půd FAPPZ ČZU v Praze byl vytvořen Půdní GIS (PUGIS), který mimo jiné obsahuje zdigitalizované půdní tematické vrstvy pro vybrané půdní charakteristiky (humus, hydrický režim, nasycení bazickými kationty atd.) (Kozák et al., 2009). V rámci systému PUGIS byla zdigitalizována i mapa obsahu humusu ve svrchních horizontech půd ČR v % a mapa zásoby humusu v profilu půd ČR v $t\ ha^{-1}$ (obě mapy Němeček et al., 2003). Prof. Ing. Josef Kozák, DrSc., dr. hc. potvrdil existenci těchto podkladů v digitální podobě, bohužel již nebyl nakloněn poskytnutí těchto dat pro účely porovnání výsledků této diplomové práce, psané na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy. Podle ústního sdělení Prof. Ing. Josefa Kozáka, DrSc., dr. hc. by originální mapy měl mít v držení VÚMOP, což bylo následně v emailové korespondenci s VÚMOP vyvráceno.

MAPA OBSAHU COX V ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH:

Pro zemědělské půdy je k dispozici mapa zásoby uhlíku v půdě do 30 cm od autorů Šefrny a Janderkové 1 : 500 000 pro celou ČR z roku 2007 (kapitola 2.6.1).

6.2 Návrh metodiky

Pro odhad zásoby půdního uhlíku na malém území lze využít několik postupů. Jako nejvhodnější a nejpřesnější postup se jeví časově relativně náročný terénní odběr vzorků k potřebným analýzám pro výpočet celkové zásoby – Cox, objemovou hmotnost i skeletovitost. Kvůli značné prostorové variabilitě objemové hmotnosti je potřeba odebrat dostatečné množství vzorků, případně je možné využít odběru většího vzorku o známém objemu podle Throopa et al. (2012), popsaného v kapitole 5.2. Tento problém se týká i správného určení skeletovitosti, kterou lze buď odhadnout vizuálně s očekávanou velkou chybou, nebo ji je možné zjistit z odběru objemové hmotnosti prosetím vzorku přes síto a oddělením jemnozeme I (částice < 2 mm).

Jako rychlou a levnou variantu pro zběžný odhad zásoby půdního uhlíku lze zvolit odběr půdních vzorků pouze na analýzu Cox, vizuální odhad skeletovitosti v terénu a využití v této práci testované funkce Manrique a Jonese (1991) pro výpočet objemové hmotnosti. Nutné je počítat s chybou mezi 10 - 20 %. Objemovou hmotnost je také možné v tomto případě nahradit průměrnými hodnotami hlavních půdních jednotek BPEJ (Novák, 2013), pokud jsou k dispozici pro všechny HPJ zkoumaného území.

Využití Komplexního průzkumu půd pro přesné odhady zásoby půdního uhlíku má dle výsledků této práce vzhledem ke stáří podkladů jistá omezení a je u nich nutné počítat s chybou okolo 10 %. Pokud by byla data KPP využita i pro odhad objemové hmotnosti jako vstup do pedotransferových funkcí, chyba by dále pravděpodobně narůstala. Obdobně je zde nebezpečí dalšího navýšení vizuálně odhadovaným obsahem skeletu během KPP.

U všech postupů by bylo dále vhodné zhodnotit vliv reliéfu, který v této práci nebyl zapojen, a zvýšit hloubku zkoumané půdy z 30 cm na 50 cm, jelikož i v B horizontech se nachází často relativně vysoký obsah uhlíku (zde rozdíl 10 %).

7 Závěr

Práce stručně shrnuje problematiku výpočtu zásoby uhlíku v půdách. Hodnotí dostupné podklady a možnosti jejich využití. Pro odběr vzorků a výpočet zásoby byl vybrán mapový list ZM10 Beroun 12-41-08. Vzorky byly odebrány na místě výběrových sond KPP z roku 1968, aby bylo mimo jiné umožněno porovnání změny půdních charakteristik. Odběry byly poté doplněny o další lokality se snahou o zastoupení všech půdních typů v zájmovém území.

U hodnocených analyzovaných půdních vlastností, zrnitostního složení a Cox, byla v čase zaznamenána statisticky významná změna u obsahu jílnatých částí, jejichž obsah poklesl ve prospěch nárůstu frakce 0,05 – 2 mm. Trend změny Cox není jasný, došlo k jeho poklesu i nárůstu, a celková změna není signifikantní.

Z porovnávaných možností odvození chybějící objemové hmotnosti byla pro účely této práce vyhodnocena jako nejvhodnější pedotransferová funkce Hollise et al. (2012), s jejímž použitím byla zhodnocena změna průměrné zásoby uhlíku výběrových sond mezi lety 1968 a 2013. Zaznamenaný nárůst o 11 % do hloubky 30 cm a 9 % do hloubky 50 cm není signifikantní a může obsahovat chybu vlivem použití pedotransferové funkce.

Zásoba půdního uhlíku v zemědělských půdách na mapovém listě ZM10 Beroun 12-41-08 byla odhadnuta na 44 910 t C ($58,8 \text{ t C ha}^{-1}$) do 30 cm a na 49 881 t C ($65,3 \text{ t C ha}^{-1}$) do 50 cm. Zaznamenaný rozdíl zásoby uhlíku v půdě při použití větší hloubky činí u zájmového území 10 %. Na příkladu zájmového území byla dále zhodnocena možnost nahrazení odebraných objemových hmotností pedotransferovou funkcí. Konkrétně jednoduchou funkcí Manrique a Jonese (1991) vyžadující jako vstup pouze obsah Cox. V celkové zásobě půdního uhlíku byl její aplikací zaznamenán nižší obsah uhlíku o 23 % do 30 cm a o 11 % do 50 cm. Pro rychlý zběžný odhad lze tedy tuto funkci použít, ale je třeba počítat s tímto zkreslením výsledků o 10 – 20 %.

V rámci navrhovaného postupu je upozorňováno na potřebu zvážení omezení využitelnosti KPP pro účely inventury půdního uhlíku. Vzhledem k uplynulému času od tohoto podrobného půdního průzkumu je již pozorována změna půdních vlastností a údaje je nutné doplnit o hodnotu objemové hmotnosti. Z těchto důvodů dochází ke zkreslení odhadované zásoby.

8 Literární zdroje

- Albrecht, W. A. 1938. Loss of soil organic matter and its restoration. p. 347-360. In: Soils and Men. USDA Yearbook of Agriculture. USDA. Washington. p. 1232.
- Anderson, D. W. 1995. Decomposition of organic matter and carbon emissions from soils. p. 165-175. In: Lal, R., Kimble, J., Stewart, B. A. (eds.). 1995. Soils and Global Carbon Change. CRC Press Inc. p. 464. ISBN: 9781566701181.
- Balatka B., Kalvoda, J. 2006. Geomorfologické členění reliéfu Čech. Kartografie Praha a. s. Praha. 79 s. ISBN: 8070119136.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European Journal of Soil Science. 47. p. 151–163.
- Bot, A., Benites, J. 2005. The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food and production. FAO Soils Bulletin. 80. FAO. Rome. p. 78. ISBN: 9251053669.
- Bouma, J. 1989. Using soil surfy data for quantitative land evaluation. Advanced soil Science. 9. p. 177-213.
- Brady, N. C., Weil, R. R. 2008. The nature and properties of soil. Prentice Hall. p. 992.
- Brejlová, A. 1971. Projekt odvodnění. Zpráva o hydropedologickém průzkumu zamokřených pozemků JZD Bubovice, okr. Beroun. Agroprojekt. Praha. V držení státního podniku Povodí Vltavy.
- Bridgham, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B., Trettin, C. 2006. The carbon balance of North American wetlands. Wetlands. 26. p. 889–916.
- Burt, R. (ed.) 2004. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report. No. 42. Version 4.0. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service.
- Ciais, P., Sabine, Ch., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, Ch., Quéré, C., Myneni, R. B., Piao, S., Thornton, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (eds.). Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. p. 465-570.

- Ciencala, E., Apltauer, J., Exnerová, Z., Zatloukal, V., Macků, J., Henžlík, V., Šefrna, L., Janderková, J., Marek, M. V. 2011. Les, uhlík a lesnictví ČR v podmínkách měnícího se klimatu. s. 129-187. In: Michal, V. M. a kol. 2011. Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Academia. Praha. 253 s. ISBN: 9788090435117.
- Demek, J., Mackovčín, P., Balatka, B., Buček, A., Cibulková, P., Culek, M., Čermák, P., Dobiáš, D., Havlíček, M., Hrádek, M., Kirchner, K., Lacina, J., Pánek, T., Slavík, P., Vašátko, J. 2006. Zeměpisný lexikon ČR. Hory a nížiny. 2. Upravené vydání. AOPK ČR. Brno. 582 s. ISBN: 9788086064994.
- De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J., Muys, B. 2005. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Science Society America Journal*. 69. p. 500–510.
- Emerson, S., Hedges, J. 2008. The global carbon cycle: interactions between the atmosphere and ocean. p. 372-403. In: *Chemical Oceanography and the Marine Carbon Cycle*. Cambridge University Press. p. 453. ISBN: 9780521833134.
- Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Hogberg, P., Linder, S., Mackenzie, F. T., Moore III, B., Pedersen, T., Rosenthal, Y., Seitzinger, S., Smetacek, V., Steffen, W. 2000. The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science. New Series*. 290. p. 291-296.
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Arshad, M. A., Schomberg, H. H., Hons, F. M. 2001. Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*. 33. p. 1103-1111.
- Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*. 122. p. 1-23.
- Fulajtár, E. (2006): Fyzikálne vlastnosti pôdy. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy. Bratislava. 142 s. ISBN: 8089128203.
- Günter, E., Cozl, D. 1998. Cesty života. 100 let výroby vápna v závodě Loděnice u Berouna (1897-1998). Českomoravský cement. Beroun. 28 s.
- Guo, L. B., Gifford, R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8. p. 345-360.
- Heim, A., Wehrli, L., Eugster, W., Schmidt, M. W. I. 2009. Effects of sampling design on the probability to detect soil carbon stock changes at the Swiss CarboEurope site Lägeren. *Geoderma*. 149. p. 347-354.

- Hollis, J. M., Hannam, J., Bellamy, P. H. 2012. Empirically-derived pedotransfer function for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science*. 63. p. 96-109.
- Houghton, R. A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus. Series B Chemical and Physical Meteorology*. 55B. p. 378-390.
- Houghton, R. A. 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *The Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 35. p. 313-347.
- Houghton, R. A. 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Tellus. Series B Chemical and Physical Meteorology*. 62B. p. 337-351.
- Houghton, R. A., Goodale, C. L. 2004. Effects of Land-Use Change on the Carbon Balance of Terrestrial Ecosystems. *Ecosystems and Land Use Change. Geophysical Monograph Series*. 153. p. 85-97.
- Chapin III, F. S., Woodwell, G. M., Randerson, J. T., Rastetter, E. B., Lovett, G. M., Baldocchi, D. D., Clark, D. A., Harmon, M. E., Schimel, D. S., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J. D., Cole, J. J., Goulden, M. L., Harden, J. W., Heimann, M., Howarth, R. W., Matson, P. A., McGuire, A. D., Melillo, J. M., Mooney, H. A., Neff, J. C., Houghton, R. A., Pace, M. L., Ryan, M. G., Running, S. W., Sala, O. E., Schlesinger, W. H., Schulze, E.-D. 2006. Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems*. 9. p. 1041-1050.
- Ingram, J. S. I., Fernandes, E. C. M. 2001. Managing carbon sequestration in soils: concepts and terminology. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 87. p. 111-117.
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (eds.) 2013. *Climate Change 2013. The physical science basis. Contribution of working group I to The fifth assessment report of the Intergovernmental panel of climate change*. Cambridge university press. Cambridge. p. 3-29.
- King, A. W., Dilling, L., Zimmerman, G.P., Fairman, D.M., Houghton, R.A., Marland, G., Rose, A.Z., Wilbanks, J., 2007. Executive Summary. *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle*. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the

- Subcommittee on Global Change Research. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center. Asheville, USA, p. 1-14.
- Klement, A. 2009. Možnosti sledování změn půdních vlastností s použitím dat komplexního průzkumu půd. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Praha. 68 s. + 8 příloh.
- Kleypas, J. A., Buddemeier, R. W., Archer, D., Gattuso, J.-P., Langdon, C., Opdyke, B. N. 1999. Geochemical Consequences of Increased Atmospheric Carbon Dioxide on Coral Reefs. *Science*. 284. p. 118-120.
- Kozák, J., Borůvka, L., Němeček, J., Rohošková, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P., Němeček, K. 2009. Atlas půd České republiky. Mze ČR ve spolupráci s ČZU. *s*. ISBN: 97821318823.
- Kozák, J., Sládková, J. 2007. Využití pedotransferových pravidel. s. 63. In: Sobocká, J., Šarapatka, B. (eds.). Sborník abstraktů. Půda v moderní společnosti. Výzkumný ústav půdoználectva a ochrany půdy Bratislava. Rožnov pod Radhoštěm. s. 108. ISBN: 97880891128341.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123. p. 1–22.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 363. p. 815-8130.
- Lettens, S., Orshoven, J., Wesemael, B., Muys, B., Perrin, D. 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*. 11. p. 2128-2140.
- Manrique, L. A., Jones, C. A. 1991. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*. 55 p. 476-481.
- Marek, M. V., Ač, A. 2011. Globální změna klimatu a cyklus uhlíku. s. 17-31. In: Michal, V. M. a kol. 2011. Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Academia. Praha. 253 s. ISBN: 9788090435117.
- Náplavová, M. 2008. Vlastnosti rebonitovaných zemědělských půd v katastru obce Moravský Písek. Diplomová práce. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Agronomická fakulta. Brno. 86 s.
- Němeček, J., Damaška, J., Hraško, J., Bedrna, Z., Zuska, V., Tomášek, M., Kalenda, M. 1967. Průzkum zemědělských půd ČSSR. Souborná metodika díl první. Ministerstvo zemědělství a výživy. Praha. 246 s.

- Němeček, J. et al. 2003. Digitální mapa půdních vlastností. PUGIS. Nepublikováno.
- Němeček, J., Smolíková, L., Kutílek, M. 1990. Pedologie a paleopedologie. Academia. Praha. s. 552. ISBN: 8020001530.
- Němeček, J., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU v Praze. 65 s.
- Novák, P. 2013. Datová báze morfologických analytických charakteristik HPJ bonitační soustavy. VÚMOP. Praha. Rukopis v držení autora.
- Poláková, Š., Kubík, L., Němec, P., Malý, S. 2010. Bazální monitoring zemědělských půd 1992-2007. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně. Brno. 94 s.
- Pelíšek, J. 1957. Lesnické půdoznalství. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. s. 486.
- Pongratz, J., Reick, C. H., Raddatz, T., Claussen, M. 2009. Effects of anthropogenic land cover change on the carbon cycle of the last millenium. Global biochemical cycles. 23. p.1-13.
- Pospíšil, F. 1980. Obsah a složení humusu v půdách českých zemí. Studie ČSAV Praha. č.14. s. 92.
- Post, W. M., Kwon, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and Land-Use Change: Processes and potential. Global Change Biology. 6. p. 317-328.
- Prentice, I. C., et al., 2001: The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. p. 185-237. In: Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noquer, M., Linden, P. J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C. A. (eds.) Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. p. 183–237.
- Rawls, W. J. 1983. Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. Soil science. 135 (2). p. 123-125.
- Pulleman, M. M, Bouma, J., van Essen, E. A., Meijles, E. W. 2000. Soil organic matter content as a function of different land use history. Soil Science Society of America Journal .64. p. 689–693.
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd. Planeta. 12 (11). Ministerstvo životního prostředí. 84 s.
- Schaetzl, R., Anderson, S. 2005. Soils: Genesis and Geomorphology. Camnbridge University Press. New York. p. 833. ISBN: 9780521812016.
- Schimel, D. S. 1995. Terrestrial Ecosystems and the Carbon-Cycle. Global Change Biology. 1. p. 77–91.

- Schimel, D. S., Alves, D., Enting, I., Heimann, M., Joos, F., Raynaud, D., Wigley, T. 1996. CO₂ and the carbon cycle. p. 76-86. In: Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Callendar, B. A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K. (eds.). *Climate Change 1995*. Cambridge University Press. Cambridge. p. ISBN: 9780521564366.
- Schlesinger, W. H. 2000. Carbon sequestration in soil: some cautions amidst optimism. *Agricultural Ecosystem and Environment*. 82. p. 121-127.
- Schnitzer, M. 1991 Soil organic matter—the next 75 years. *Soil Science*. 151. p. 41–58.
- Schrumpf, M., Schulze, E. D., Kaiser, K., Schumacher, J. 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stocks changes be quantified by soil inventories?. *Biogeosciences*. 8. p. 1193-1212.
- Schulze, E. D., Freibauer, A. 2005. Carbon unlocked from soils. *Nature*. 437. p. 205-206.
- Schulze, E. D., Luyssaert, P., Ciais, P., Freibauer, A., Janssens, I. A., Soussana, J. F., Smith, P., Grace, J., Levin, I., Thiruchittampalam, B., Heimann, M., Dolman, A. J., Valentini, R., Bousquet, P., Peylin, P., Peters, W., Rodenbeck, C., Etiope, G., Vuichard, N., Wattenbach, M., Nabuurs, G. J., Poussi, Z., Nieschulze, J., Gash, J. H. 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience*. 2. p. 842–850.
- Sirový, V., Facek, Z., Pospíšil, F., Kulíková, A., Javorský, P., Kalaš, V. 1967. Průzkum zemědělských půd ČSSR díl třetí – Metodika laboratorních rozborů a principy hodnocení výsledků rozborů. Ministerstvo zemědělství a výživy. Praha. 92 s.
- Six, J., Merckx, R., Kimpe, K., Paustian, K., Elliot, E. T. 2000. A re-evaluation of the enriched labile soil organic matter fraction. *European Journal of Soil Science*. 51 (2). p. 197-208.
- Skalický, V. 1988. Regionálně fytogeografické členění. s. 103-121. In: Hejný, S. Slavík, B. Květena České socialistické republiky. 1. Díl. Academia. Praha. 557 s.
- Skole, D. L., Salas, W. A., Silapathong, Ch. 1998. Interannual Variation in the Terrestrial Carbon Cycle: Significance of Asian Tropical Forest Conversion to Imbalances in the Global Carbon Budget. p. 162-186. In: Galloway, J., Melillo, J. *International Geosphere-Biosphere Programme Book Series. Asian Change in the Context of Global Climate Change: Impact of Natural and Anthropogenic Changes in Asia in Global Biogeochemistry*. Cambridge University Press. p. 378. ISBN: 9780521638883.

- Smith, P., Powlson, D. S., Glendining, M. J., Smith, J. U. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*. 3. p. 67-79.
- Strassmann, K. M., Joos, F., Fischer, G. 2008. Simulating effects of land use changes on carbon fluxes: past contributions to atmospheric CO₂ increases and future commitments due to losses of terrestrial sink capacity. *Tellus. Series B Chemical and Physical Meteorology*. 60B. p. 583–603.
- Sumner, M. E. 2000. *Handbook of Soil Science*. CRC Press LLC. USA. p. 2148. ISBN: 9780849331367.
- Šefrna, L., Janderková, J. 2007. Doprovodná zpráva k mapě obsahu Cox v zemědělských půdách. 5 s.
- Tarnocai, C., Canadell, J. G., Schuur, E. A. G., Kuhry, P., Mazhitova, G., Zimov, S. 2009. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles*. 23 (2). p. 1-11.
- Throop, H. L., Archer, S. R. 2008. Shrub (*Prosopis velutina*) encroachment in a semi-desert grassland: spatial-temporal changes in soil organic carbon and nitrogen pools. *Global Change Biology* 14. 2420-2431.
- Throop, H. L., Archer, S. R., Monger, H. C., Waltman, S. 2012. When bulk density methods matter: Implication for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environments*. 77. p. 66-71.
- Tranter, G., Minasny, B., McBratney, A. B., Murphy, B., McKenzie, N. J., Grundy, M. et al. 2007. Building and testing conceptual and empirical models for predicting soil bulk density. *Soil Use & Management*. 23. p. 437–443.
- Trumbore, S. E., Chadwick, O. A., Amundson, R. 1996. Rapid Exchange soil C and atmospheric CO₂ driven by temperature change. *Science*. 272. p. 393-396.
- Valla, M., Kozák, J., Němeček, J., Matula, S., Borůvka, L., Drábek, O. 2008. *Pedologické praktikum*. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. 151 s. ISBN: 9788021309142.
- Vaněk, V., Balík, J., Černý, J. et al. 2012. *Výživa zahradních rostlin*. Academia. Praha. s. 568. ISBN: 9788020021472.
- Vomáčková, M. 2007. Zhodnocení půdních podmínek zemědělského podniku VOD Avena. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Praha. 31 s. + 6 příloh.

- Vopravil, J. et al. 2010. Půda a její hodnocení v ČR. Díl 1. VÚMOP. Praha. 148 s. ISBN: 9788087361023.
- Wilding, L. P., Smeck, N. E., Hall, G. F. 1983. Pedogenesis and soil taxonomy: I. Concepts and interaction. Development in Soil Science 11A. Elsevier. Amsterdam. p. 319. ISBN: 9780444421005.
- Zbíral et al., J. 2004. Jednotné pracovní postupy. Analýza půd III. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Brno. 199 s.

8.1 Internetové zdroje

- CarboEurope. 2005. Summary. [online]. CarboEurope IP. 18th August 2005 [cit. 2014-07-31]. Dostupné z <<http://www.carboeurope.org>>.
- Česko. Vyhláška č. 327 ze dne 15. prosince 1998, kterou se stanoví charakteristika bonitovaných půdně ekologických jednotek a postup pro jejich vedení a aktualizaci. In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. částka 108. s. 9376. Dostupné také z <<http://eagri.cz/public/web/mze/venkov/pozemkove-upravy/legislativa/uplna-zneni-vybranych-predpisu/vyhlasaka-1998-327-bpej.html>>.
- ČHMÚ. 2014. Evidenční list hlásného profile č. 207. Detail stanice Loděnice [online]. 3rd August 2014 [cit. 2014-08-03]. Dostupné z <http://hydro.chmi.cz/hpps/hpps_prfbk_detail.php?seq=307285>.
- European Commission. 2012. European Soil Bureau (ESBN) [online]. European Soil Portal – Soil Data and Information System. 18th April 2012 [cit. 2014-07-31]. Dostupné z <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esbn/Esb_n_overview.htm>.
- European Commission. 2013a. EU action in climate. What is the EU doing? [online]. European Commission. 8th July 2014 [cit. 2014-07-31]. Dostupné z <http://ec.europa.eu/clima/policies/brief/eu/index_en.htm>.
- European Commission. 2013b. LULUCF in the EU. [online]. European Commission. 9th July 2014 [cit. 2014-07-31]. Dostupné z <http://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf/index_en.htm>.
- Informačný Servis VÚPOP. 2010. KPP prieskum [online]. Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy. [cit. 2014-08-04]. 13. 01. 2014. Dostupné z <http://www.podnemapy.sk/portal/prave_menu/kpp/kpp_prieskum.aspx>.

- IPCC Press. 2013. Human influence on climate clear, IPCC report says [online]. 27th September 2013. IPCC. [cit. 2014-07-30]. Dostupný z <http://www.ipcc.ch/news_and_events/docs/ar5/press_release_ar5_wgi_en.pdf>.
- MŽP, 2014. Národní program na zmírnění dopadů změny klimatu v ČR. [online]. Ministerstvo životního prostředí. [cit. 2014-07-31]. Dostupné z <http://www.mzp.cz/narodni_program_zmirnovani_dopadu_zmeny_klimatu>.
- NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration. 2013. Carbon Dioxide at NOAA's Mauna Loa Observatory reaches new milestone: Tops 400 ppm [online]. Earth System Research Laboratory. U. S. Department of Commerce. [cit. 2014-06-15]. Dostupný z <<http://www.esrl.noaa.gov/news/2013/CO2400.html>>.
- OLDMAPS.GEOLAB.CZ. 2010. III. vojenské mapování – Františko-josefské.[cit. 2014-08-03]. Dostupné z <http://oldmaps.geolab.cz/map_root.pl?lang=cs&map_root=3vm>.
- Wikimedia Commons. 2014. Cemix factory in Lodenice in 2011 [online]. [cit. 2014-08-03]. 8th July 2014. Dostupné z <[http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Cemix_factory_in_Lodenice_in_2011_\(4\).JPG](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Cemix_factory_in_Lodenice_in_2011_(4).JPG)>.
- Zastupitelstvo obce Loděnice. 2011. Loděnice. Odůvodnění územního plánu [online]. [cit. 2014-08-03]. Dostupné z <<http://www.lodenice.cz/uzemni-plan-lodenice/d-3208/p1=3166>>.

8.2 Mapové a datové zdroje

- Geoportal ČÚZK. 2010. Prohlížeč služby WMS. [online]. [cit. 2014-08-03]. Dostupné z <[http://cuzk.cz/\(S\(x2kqxdnq4xtj4gehyikggbam\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311](http://cuzk.cz/(S(x2kqxdnq4xtj4gehyikggbam))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311)>.
- Geoportál sowacgis. 2013. Prohlížeč služby. [online]. [cit. 2014-08-06]. Dostupné na <<http://geoportal.vumop.cz/index.php?page=wms>>.
- INSPIRE GeoPortal. 2014. Mapové služby [online]. [cit. 2014-08-03]. Dostupné z <<http://geoportal.gov.cz/web/guest/wms/>>.
- VÚMOP. 2012. Komplexní průzkum půd. Zdigitalizované pracovní mapy 1 : 5 000 a 1 : 10 000 pro mapový list ZM10 Beroun 12-41-08. VÚMOP.
- WAKPP. 2014. Webový archiv Komplexního průzkumu půd. Základní mapy KPP [online]. [cit. 2014-08-03]. Dostupné z <<http://wakpp.vumop.cz/?core=aplikace&kodKu=785717&cesta=SC/BER/M-33-77-A-b-1a>>.

Příloha 1: Ukázka polního půdního záznamu KPP jedné z výběrových sond – V2 – nacházející se v okolí obce Vráž (Státní statek Beroun Vráž)

náčrt průřezu terénu nadm. výška: 392

EXPEDIČNÍ SKUPINA PRO PRŮZKUM PŮD
oddělení pro půdoznalecký průzkum
SUCHBOL u Prahy, u Kapličky 697

Polní půdní záznam

Sonda č. V2 Sekce 77A 69
Datum 21. 6 Místo 155 m.n.
77A 69 155 m.n.
Číslo (označ.) honu místní název 155 m.n.
Poloha (meso-mikrorelief) 155 m.n.

Rostlinný kryt a jeho stav (plevele) 155 m.n.

Uhlíčitany (šumění) 155 m.n.

Podzemní voda 155 m.n.

Matečná hornina (uložení zvětraliny) 155 m.n.

Provedené meliorace (výsledek) 155 m.n.

Označení půdy HM 24t

Stručná agronomická charakteristika půdy 155 m.n.

Návrh opatření 155 m.n.

Půdoznalec 155 m.n. Prověřil 155 m.n.

Pracoviště 155 m.n.

ST 20-2-3297-47

Indexy genetických horizontů	Morfologický popis genetických horizontů						Vzorky (hloubka) v cm	V2
	barva	struktura	druh	skeletovitost (štěrkovitost, kamenitost)	vlhkost konzistence	novotvary, příměs, jiné znaky a vlastnosti		
10	10H	10H	10H	10H	10H	10H	2-23	2-23
20	20H	20H	20H	20H	20H	20H	23-24	23-24
30	30H	30H	30H	30H	30H	30H	24-25	24-25
40	40H	40H	40H	40H	40H	40H	25-29	25-29
50	50H	50H	50H	50H	50H	50H	29-30	29-30
60	60H	60H	60H	60H	60H	60H	30-31	30-31
70	70H	70H	70H	70H	70H	70H	31-32	31-32
80	80H	80H	80H	80H	80H	80H	32-33	32-33
90	90H	90H	90H	90H	90H	90H	33-34	33-34
100	100H	100H	100H	100H	100H	100H	34-35	34-35
110	110H	110H	110H	110H	110H	110H	35-36	35-36
120	120H	120H	120H	120H	120H	120H	36-37	36-37
130	130H	130H	130H	130H	130H	130H	37-38	37-38
140	140H	140H	140H	140H	140H	140H	38-39	38-39
150	150H	150H	150H	150H	150H	150H	39-40	39-40

Horizonty (označení indexy)		2-1	2-2	2-3	2-4			
Vzorek z hloubky v cm		0-23	23-54	54-100	100-120			
Zrnitostní složení větších frakcí v %	<0,01 mm	49,3	52,5	60,2	60,3			
	<0,001 mm	26,7	31,0	36,4	38,2			
	0,001 — 0,01 mm	22,6	21,5	23,8	22,1			
	0,01 — 0,05 mm	32,0	36,8	31,6	33,2			
	0,05 — 0,25 mm	10,9	9,1	6,9	5,7			
	0,25 — 2 mm	7,8	1,6	1,3	0,8			
spec. váha								
objem, váha reduk.								
pórovitost								
org. uhlík v % (C _p)		1,50	0,29	0,21	-			
Humus v % (C _p · 1,724)		2,58	0,50	0,36	-			
CaCO ₃ %		0,4	0	0	0			
pH okt. (H ₂ O)								
pH vým. (KCl)		7,3	7,0	6,8	6,4			
Titrační acidita mval/100 g		0	0	0,58	0,58			
Výsledné kationty mval/100 g	Ca ⁺⁺							
	Mg ⁺⁺							
	Na ⁺							
	K ⁺							
	H ⁺	0,5	1,5	0,5	3,0			
	Σ ⁺							
„S“ mval/100 g		22,0	22,5	28,0	27,0			
„T“ mval/100 g		22,5	24,0	28,5	30,0			
„V“ %		97,8	93,7	98,2	90,0			
Přístup. živiny mg/100 g	P ₂ O ₅	5,8	0,1	0,1	0,1			
	K ₂ O	23,0	9,3	9,5	10,0			

Příloha 2: Podrobný pedologický rozbor jako součást Zprávy o hydropedologickém průzkumu zamokřených pozemků JZD Bubovice, okr. Beroun (Brejlová, 1971).

<u>Mechanické rozborů :</u>											
sonda č.	hloubka odběru	k a t e g o r i e			CaCO ₃	Fe ₂ O ₃	pH humus A. V.	Tř. V.	okr- sek	šterl	
		I.	II	III+IV							
1	20 - 40 40 - 100	71,0 69,2	15,8 21,8	13,2 9,0	-	4,8 0,8		1 1	A/1		
2	20 - 60	70,0	21,0	9,0	-			1	A/1		
3	20 - 60							3	A/3	Š	
4	20 - 50 50 - 120	60,0 65,4	24,4 20,8	15,6 13,8				1 1	A/1		
5	20 - 50 50 - 120							1 1	A/1		
6	20 - 60 60 - 90	53,4 61,2	23,4 27,4	13,2 11,4		4,8		2 1	A/1		
7	50 - 120	59,0	26,4	14,6				1	A/1	uže	
8	50 - 120							1			
9	20 - 50 50 - 100	37,6 60,4	21,6 18,8	41,4 20,8		2,5 0,7	6,4 5,9	6 1	A/2		
10	20 - 90	74,8	15,4	9,8		6,0 0,8		1	A/1		
11	30 - 90	53,6	8,4	38,0		4,4	6,7 6,4	2	A/2		
12	25 - 45 45 - 20	49,2 39,6	35,6 33,8	15,2 26,6			0,7 6,7 6,4	4 4	B/1		
13	25 - 45 45 - 100	47,4 38,6	21,0 9,4	31,6 52,0	0,2 4,4			4 5	B/1		
14	25 - 45 45 - 120	54,2 56,2	32,8 35,4	13,0 8,4	-		0,1 5,9 5,7	2 2	A/2		
15	20 - 60 60 - 100					6,0		1 2	A/2		
16	25 - 60 60 - 120	46,8 28,0	24,0 29,4	29,2 42,6		0,5		4 6	B/3		
17	20 - 80	39,6	23,0	37,2		5,9		6	B/3		
18	20 - 70	47,4	14,0	38,6		3,6		3	A/3		
19	20 - 70							3	A/3		
20	20 - 70 70 - 120	50,8 70,8	9,4 13,8	39,8 15,4				2 1	A/2		
21	50 - 90	52,8	20,0	17,2				2	A/2		

s. hl.	č. odběru	I	II	III+IV	Fe2O3	Humus	A	pH	V	tř.	Okrsek	štěrka
22	20-60	54,8	34,6	10,6						2		
	60-120	65,6	23,2	11,2	6,2					1	A/1	
23	20-45	71,0	14,4	14,6		0,2	5,5	4,6		1	A/1	
	45-100									1		
24	20-45	60,6	29,6	9,8						1	A/1	
	45-120	60,0	30,0	10,0						1		
25	20-50	39,8	44,6	15,6						6	A/2	
	50-120	56,0	29,2	14,8	3,3	0,9				2		
26	20-50									1	A/1	
	50-120									1		
27	20-70	64,2	26,4	9,4						1	A/1	
28	20-60	71,2	17,0	11,8						1	A/1	
	60-120	72,8	15,0	12,2			5,9	5,5		1		
29	20 - 70	66,8	12,4	20,8	6,6	0,5				1	A/1	Š
30	20-70									1	A/1	Š
31	20-50	54,2	22,8	23,0						2	A/1	
	50-120	63,2	17,4	19,4						1		
32	20-50	38,4	27,8	33,8	5,5					6	B/1	Š
	50-100	43,4	9,2	47,4						3		